



ONDERZOEK VAN
WATERBODEM EN
OEVERS

Code van Goede Praktijk
publicatiedatum / 5.05.2025



DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|--|---|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Onderzoek van waterbodems en oevers
Code van goede praktijk | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2025/5024/04 | 4 <i>Trefwoorden:</i>
Waterbodemonderzoek
Waterbodems
Oever
Sediment |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Deze code van goede praktijk is een handleiding voor het onderzoek van waterbodems en oevers in het kader van een oriënterend bodemonderzoek, een beschrijvend bodemonderzoek, een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek en een waterbodemonderzoek. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 117 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 22 T / 11 F |
| 8 <i>Datum publicatie:</i> 2025 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Ward De Cooman – VMM
Els Ryken – VMM
Raf Elst - VMM
Ilse Van Keer – VITO
Kaat Touchant – VITO
Johan Vos – VITO
Katrien Van De Wiele – OVAM
Dirk Dedecker – OVAM
Johan Ceenaeme – OVAM
Mike Mortelmans – OVAM
Goedele Kayens – OVAM | 10 <i>Contactpersonen:</i>
Katrien Van de Wiele
Dirk Dedecker
Goedele Kayens |
| 11 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> /
xxxx | |

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden.
U hebt niet het recht ze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.
De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:
<https://www.ovam.vlaanderen.be>

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

DEEL 1: INLEIDING

1	KADER.....	9
1.1	Leeswijzer	9
1.2	Juridisch kader en doelstelling van het onderzoek	9
1.3	Taken en verantwoordelijkheden	10
2	ONDERZOEK VAN WATERBODEM.....	11
3	OPBOUW VAN WATERBODEM EN OEVERS	11
3.1	Opbouw van waterbodems en oevers	13
4	WATERBODEMONDERZOEK OF BODEMONDERZOEK?.....	15
5	EIGENSCHAPPEN EN PROCESSEN VAN DE WATERLOOP.....	15
5.1	Materiaal van de waterbodem	15
5.2	Erosie en sedimentatie	15
5.3	De waterloop en omgeving	16
5.4	Hydrogeologie	16
5.5	Menselijke activiteiten	16

DEEL 2: UITVOERING ALGEMEEN

6	ADMINISTRATIEVE GEGEVENS.....	18
6.1	Bescherming van persoonsgebonden informatie	18
6.2	Identificatie van de onderzochte gronden	18
6.3	Toekennen van labels	19
7	UITVOERING.....	20
7.1	Bemonstering	20
7.1.1	Bemonstering van de waterbodem	20
7.1.2	Bemonstering van de oevers en overstromingsgebieden	22
7.1.3	Bemonstering van de talud	23
7.1.4	Veldregistratie	23
7.1.5	Veiligheid	23
7.2	Analyses	23
7.3	Aandachtspunten	24
7.3.1	Diffuse verontreiniging	24
7.3.2	Verziltig	24
7.3.3	Emerging contaminants	24
7.3.4	Schadegevallen, calamiteiten en illegale lozingen	25

DEEL 3: UITVOERING VERKENNENDE FASE VAN ONDERZOEK

8	VOORSTUDIE.....	27
8.1	Afbakening van de onderzoekslocatie	27
8.2	Omgevingskenmerken	27
8.3	Historisch onderzoek	28

8.4	Resultaten van eerdere onderzoeken	29
8.4.1	Kwaliteit van de waterbodem	30
8.4.2	Oppervlaktewaterkwaliteit	32
8.4.3	Bodemkwaliteit van oevers en overstromingsgebieden	35
8.5	Inventarisatie van potentiële verontreinigingsbronnen voor de waterbodem	36
8.5.1	Lozingen	37
8.5.2	Activiteiten op of nabij het water	39
8.5.3	Verspreiding van een verontreiniging van de bodem of via de waterloop	39
8.5.4	Diffuse bronnen	39
8.6	Terreinbezoek	40
8.7	Omgevingskenmerken, geologische en hydrogeologische gegevens	40
8.7.1	Algemene kenmerken van de waterloop	41
8.7.2	Hydrogeologie	41
8.8	Type waterloop	41
9	BEMONSTERINGSSTRATEGIE	42
9.1	Afbakening van het gebied waar het onderzoek is uitgevoerd	42
9.2	Bemonsteringsstrategie voor onderzoek aan lozingspunten	42
9.3	Bemonsteringsstrategie voor de verkennende fase van het waterbodemonderzoek	43
9.3.1	Strategie voor onderzoek van de waterbodem	44
9.3.2	Strategie voor onderzoek van de oevers en overstromingsgebieden	45
9.3.3	Onderzoek van het grondwater	46
9.3.4	Onderzoek van zijlopen	46
9.3.5	Onderzoek van andere oppervlaktewaterlichamen in contact met de waterloop	46
9.3.6	Onderzoek als niet op de onderzoekslocatie kan geboord worden	46
9.3.7	Onderzoek van diepere lagen	46
9.3.8	Onderzoek van overwelfde waterlopen	47
9.4	Te onderzoeken parameters	47
10	INTERPRETATIE EN EVALUATIE	47
10.1	Toetsingskader	47
10.2	Bronnen van de verontreiniging	48
10.3	evaluatie van de analysesresultaten	48
11	METHODOLOGIE Duidelijke aanwijzing voor ernstige bodemverontreiniging waterbodem (DAEW)	49
11.1	Stroomschema	49
11.1.1	Blok 1: Verontreiniging	51
11.1.2	Blok 2: Landgebruik	51
11.1.3	Blok 3: Verspreiding	53
11.1.4	Blok 4: Andere criteria	53
12	VEILIGHEIDSMATREGELEN EN VOORZORGSMAATREGELEN	54
13	BEOORDELING	55

DEEL 4: UITVOERING AFPERKENDE FASE

14	DOEL VAN DE AFPERKENDE FASE	57
15	BIJKOMENDE VOORSTUDIE.....	58
15.1	Identificatie van de onderzochte gronden	58
15.2	Algemene kenmerken van de waterloop	58
15.3	Overstromingsgebieden	59
15.4	Zijlopen	59
16	ONDERZOEKSSTRATEGIE.....	60
16.1	Algemene doelstelling	60
16.2	Strategie voor onderbouwing van het conceptueel sitemodel	60
16.2.1	De oorsprong van de verontreiniging	60
16.2.2	De omvang van de verontreiniging	60
16.2.3	Gegevens voor de risico-evaluatie	61
16.3	Uitvoering	61
16.3.1	Uitspraak per perceel	62
16.3.2	Onderzoek van de waterbodem	62
16.3.3	Bemonstering en analyse oevers en overstromingsgebieden	62
16.3.4	Onderzoek van oppervlaktewater	63
16.3.5	Asbest	64
16.4	Strategie voor onderzoek van de waterbodem	64
16.4.1	Lineaire onderzoekslocaties	64
16.4.2	Niet-lineaire onderzoekslocaties	65
16.5	Strategie voor Onderzoek van de oevers en overstromingsgebieden	65
16.5.1	Onderzoek van de oeverzones	65
16.5.2	Onderzoek van overstromingsgebieden	66
16.5.3	Graad van afperking	66
16.6	Onderzoek van het grondwater	67
16.6.1	Relatie grondwater - waterloop	67
16.6.2	Grondwater op oevers en in overstromingsgebieden	67
16.7	Onderzoek van het oppervlaktewater	67
16.8	Onderzoek van zijlopen	67
16.9	Onderzoek van andere oppervlaktewaterlichamen in contact met de waterloop	68
16.10	Wegnemen van een verontreiniging tijdens de afperkende fase	68
17	INTERPRETATIE EN EVALUATIE	69
17.1	Bestemmingstype	69
17.2	Impact van herinrichtingswerken	70
17.3	Fingerprinting	70
18	RISICO-EVALUATIE.....	71
18.1	Risico-evaluatie voor de oevers, dijken en het overstromingsgebied	71
18.1.1	Humaantoxicologische risico-evaluatie - aandachtspunten	71

18.1.2	Ecotoxicologische risico-evaluatie – aandachtspunten	72
18.1.3	Verspreidingsrisico – aandachtspunten	72
18.2	Risico-evaluatie voor de waterbodem	72
18.2.1	De risico-evaluatie uitvoeren	72
18.2.2	Getrapte aanpak en gebruik van modellen	73
18.2.3	Humane blootstelling	73
18.2.4	Verspreidingsrisico	73
18.2.5	Ecologische blootstelling	74
18.3	Veiligheidsmaatregelen en voorzorgsmaatregelen	74
19	CONCLUSIE	75
DEEL 5: RAPPORTAGE EN GEGEVENSOVERDRACHT		
20	RAPPORTAGE EN GEGEVENSOVERDRACHT ALGEMEEN	77
20.1	Samenvattend besluit	78
20.1.1	Samenvattend besluit waterbodemonderzoek waaruit geen DAEB/DAEW blijkt	78
20.1.2	Samenvattend besluit waterbodemonderzoek	78
20.2	“Verklaring en ondertekening” bij een waterbodemonderzoek	79
20.3	Bijlagen	80
21	HET DIGITALE RAPPORT	81
22	DIGITALE ALFANUMERISCHE EN RUIMTELIJKE GEGEVENS	82
23	AANDACHTSPUNTEN BIJ DIGITAAL AANLEVEREN VAN HET RAPPORT	82
DEEL 6: BIJLAGEN		
23.1	BIJLAGE 1: Begrippenlijst	84
23.2	BIJLAGE 2: Standaarddocument toelating bemonstering	87
23.3	BIJLAGE 3: Triade kwaliteit waterbodem	88
23.3.1	Monsterneming, strategie en apparatuur	88
23.3.2	Fysisch-chemische beoordeling	89
23.3.3	Biologische beoordeling	91
23.3.4	Triadebeoordeling	92
23.4	BIJLAGE 4: Overzicht triggerwaarden	95
23.5	BIJLAGE 5: achtergrondinformatie over de biologische beschikbaarheid van milieuverontreinigingen en het vaststellen van ecotoxicologische risico's in waterbodem en oevers	97
23.5.1	Ecotoxicologie	97
23.5.2	Achtergrondinformatie “Biobeschikbaarheid”	98
23.5.3	Achtergrondinformatie “Ecotoxicologie”	103
23.5.4	Praktijkvoorbeeld “Invloed van de Amsterdamse waterbodem op doelen voor oppervlaktewater”	105
23.6	BIJLAGE 6: Lijst van risicoactiviteiten met verhoogde kans op het veroorzaken van waterbodemverontreiniging	108

DEEL 1: INLEIDING

1 KADER

1.1 LEESWIJZER

Bij gebrek aan een standaardprocedure voor een decretaal waterbodemonderzoek, *moet* een decretaal waterbodemonderzoek conform artikel 125, §3, van het Bodemdecreet uitgevoerd worden volgens een code van goede praktijk. Voorliggende code kan worden beschouwd als een code van goede praktijk in de zin van artikel 125, §3, van het Bodemdecreet.

Deze code van goede praktijk is een *handleiding* voor onderzoek van een waterbodemonderzoek en oevers in het kader van:

- een oriënterend bodemonderzoek;
- een beschrijvend bodemonderzoek;
- een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek.

Het onderzoek van een waterbodemonderzoek in een oriënterend bodemonderzoek wordt uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige van type 1 of type 2. Het onderzoek van een waterbodemonderzoek in een beschrijvend bodemonderzoek, een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek en in een waterbodemonderzoek wordt uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige van type 2. Deze code van goede praktijk richt zich tot de bodemsaneringsdeskundige en is dan ook in die zin geschreven.

Onderzoek van een waterbodemonderzoek in het kader van een technisch verslag voert u uit volgens de standaardprocedure voor technisch verslag.

Onderzoek naar aanleiding van een schadegeval, voert u uit volgens de richtlijn schadegevallen en evaluatierapport.

Er is technisch-wetenschappelijke informatie beschikbaar als ondersteuning. Raadpleeg hiervoor www.ovam.vlaanderen.be.

Een toelichting van de begrippen die in deze standaardprocedure worden gebruikt, vindt u als bijlage 1.

1.2 JURIDISCH KADER EN DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK

Een **waterbodemonderzoek** voert u uit volgens hoofdstuk XII van titel III van het Bodemdecreet. U gaat na of er op het aangewezen waterlooptraject ernstige waterbodemonverontreinigingen aanwezig zijn.

Voert u een onderzoek van de waterbodemonderzoek uit in een **oriënterend bodemonderzoek**? Hou dan rekening met de bepalingen van artikel 28 van het Bodemdecreet. U gaat na of er duidelijke aanwijzingen zijn dat er een

ernstige verontreiniging aanwezig is door het lozen van polluenten via het afvalwater of door andere menselijke handelingen (bijvoorbeeld calamiteiten).

Voert u het onderzoek van een waterbodem uit in een **beschrijvend bodemonderzoek**? Dan houdt u rekening met de bepalingen van artikel 38 van het Bodemdecreet. Voert u het onderzoek van een waterbodem uit in een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek? Dan houdt u rekening met de bepalingen van artikel 44 van het Bodemdecreet. U gaat na of er een ernstige waterbodemverontreiniging aanwezig is door het lozen van polluenten via het afvalwater, andere menselijke handelingen, of de verspreiding van bodemverontreiniging (voorbeelden: erosie, run-off, verwaaiing vanop de oever, via verspreiding van een grondwaterverontreiniging of van puur product).

1.3 TAKEN EN VERANTWOORDELIJKHEDEN

Het is uw taak en verantwoordelijkheid als erkende bodemsaneringsdeskundige om tijdens de uitvoering van het (water)bodemonderzoek en bij de opmaak van het verslag ervan de bepalingen van het Bodemdecreet, het VLAREBO, het VLAREL, het CMA en de verschillende codes van goede praktijk te volgen. U bent verantwoordelijk voor de taken in eigen beheer en voor de uitbestede taken.

Deze code van goede praktijk doet geen afbreuk aan de verplichtingen die u als bodemsaneringsdeskundige hebt op basis van andere wettelijke regelingen.

De Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) is erkend als bodemsaneringsdeskundige voor de monsternamen van waterbodems en voor het opmaken van het verslag van de monsternamen conform het CMA. De opmaak van een (water)bodemonderzoek gebeurt door een erkend bodemsaneringsdeskundige van type 1 of type 2. De gegevens aangeleverd door de VMM in het kader van waterbodemstaalnamen kunt u opnemen in uw (water)bodemonderzoek.

2 ONDERZOEK VAN WATERBODEM

Een waterloop¹ is een complex en dynamisch systeem. De kwaliteit van het oppervlaktewater en het ecologisch herstel van de waterloop wordt onder meer beïnvloed door de kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van de waterbodem wordt dan weer beïnvloed door de waterkwaliteit, de omgeving, lozingen in de waterloop, de aan- en afvoer van sediment in de waterloop, ...

Zwevend en salterend verontreinigd sediment zet zich af in zones waar het water trager stroomt door de hydromorfologie van de waterloop of door de aanwezigheid van kunstwerken. Lozingen kunnen heel wat sediment bevatten, waardoor ze sedimentvormers zijn. Ook door erosie kan verontreiniging van op de oevers in de waterbodem terechtkomen. In dit geval fungeert de waterbodem als 'sink' voor verontreiniging. Als de verontreiniging zich weer van de waterbodem losmaakt dan is de waterbodem een bron - 'source'- voor verontreiniging van het oppervlaktewater en zijn ecologie.

Deze code van goede praktijk richt zich op het onderzoek van de waterbodem en de directe omgeving (bijvoorbeeld de oever, een overstromingsgebied, het grondwater en het oppervlaktewater) die in interactie staat met de waterbodem. U gaat na of er een verontreiniging aanwezig is waarvoor verdere maatregelen nodig zijn.

Het onderzoek van een waterbodem is op verschillende vlakken een uitdaging. Op technisch vlak wordt u geconfronteerd met een dynamisch systeem dat zich niet altijd goed laat voorspellen. Bovendien bevat de waterbodem mogelijk een cocktail van verontreinigingen. Onder andere het dynamisch karakter van het systeem zorgt ervoor dat de bron van de verontreiniging soms moeilijk te bepalen is. Op administratief en juridisch vlak zult u vaak te maken hebben met verschillende belanghebbenden, zoals bijvoorbeeld verschillende exploitanten, waterloopbeheerders² van de te onderzoeken waterloop en zijlopen, gemeenten en aangelanden.

3 OPBOUW VAN WATERBODEM EN OEVERS

Het Bodemdecreet hanteert de **waterbodem** zoals gedefinieerd in het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid (verder Decreet Integraal Waterbeleid) als *de bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat*. Uit deze definitie leiden we af dat de waterbodem de bodem is van een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, of een deel van een stroom, rivier of kanaal (niet-limitatieve lijst).

¹ Deze code is bedoeld voor het onderzoek van waterbodems van oppervlaktewaterlichamen zoals gedefinieerd in het Decreet Integraal Waterbeleid. Om de leesbaarheid van het document te verhogen, wordt de term 'waterloop' gebruikt, ook waar andere oppervlaktewaterlichamen worden bedoeld.

² Om de leesbaarheid van het document te verhogen, wordt het begrip waterloopbeheerder gebruikt voor de beheerder van de waterbodem zoals bedoeld in artikel 2, 40° van het Bodemdecreet

Ook de bodem van havens, dokken, vijvers, vennen, plassen, sloten, schorren, slikken, ... beschouwen we als waterbodems, hoewel ze niet expliciet vernoemd zijn in het Decreet Integraal Waterbeleid.

De onderzoeksstrategie voor waterbodems is afhankelijk van het doel van het onderzoek, onder andere:

- De kwaliteit van de waterbodem en de oevers van (een segment van) de waterloop in beeld brengen.
- De invloed van een lozing op de waterloop (en de plaats van emissie van de verontreinigende stoffen) bepalen.
- De verspreiding van een bodemverontreiniging (vaste deel van de aarde of grondwater) naar de waterbodem of waterloop bepalen.

We raden aan dat u bij de aanvang van een onderzoek van een waterbodem al rekening houdt met de plannen voor de waterloop en zijn omgeving. Zo kunt u het onderzoek afstemmen op plannen voor eventuele herinrichting, vernattingswerken, geplande bagger- en ruimingswerken, ... Integratie van het onderzoek en eventuele sanering met deze andere werken kan ervoor zorgen dat het totale project meer duurzaam en kostenefficiënt is.

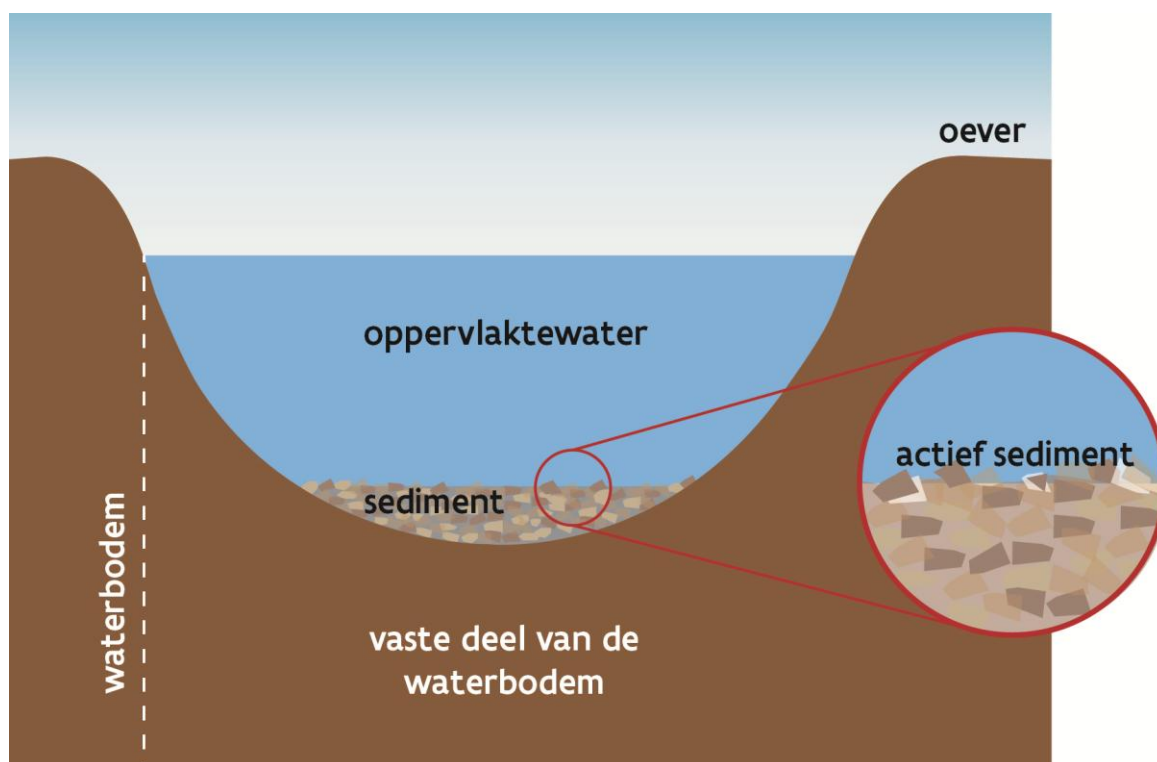
Een toelichting van de begrippen die in deze code van goede praktijk worden gebruikt, vindt u in

BIJLAGE 1: Begrippenlijst. Een aantal begrippen worden verduidelijkt in paragraaf 3.1.

De definities voor 'onbevaarbare waterloop' en 'bevaarbare waterloop' zijn overgenomen uit het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden.

3.1 OPBOUW VAN WATERBODEMS EN OEVERS

De opbouw van een waterbodem is schematisch voorgesteld in Figuur 1. De waterbodem bestaat uit het vaste deel van de waterbodem en het sediment.



Figuur 1: Opbouw van de waterbodem

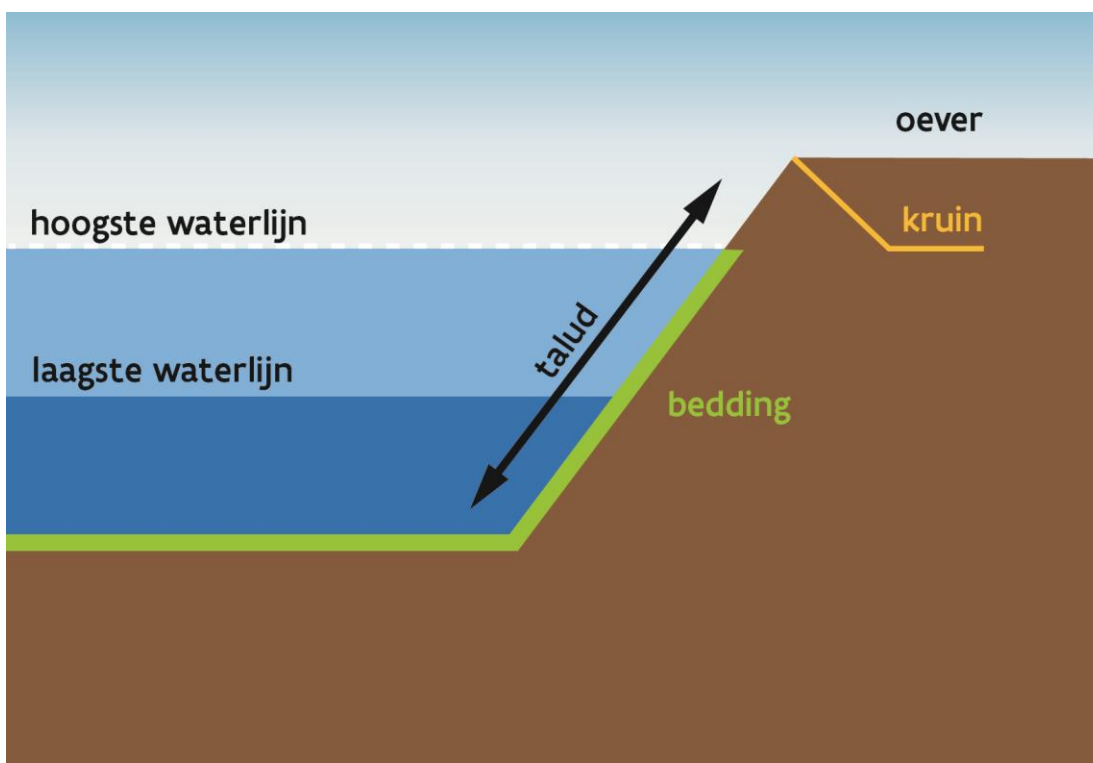
De opbouw van een waterloop en de oever is schematisch voorgesteld in Figuur 2.

Het Decreet Integraal Waterbeleid definieert 'oeverzone' als de strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewaterlichaam die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van watersystemen of het natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, pesticiden of meststoffen.

Deze definitie is vanuit ecologische invalshoek geschreven en minder geschikt in het kader van een bodemonderzoek. Wij definiëren 'de oever' als de zone vanaf de bovenste rand van het talud (kruin, knikpunt)

en verder landinwaarts. Tot de oever behoren de dijken en de stroken voor erfdiensbaarheid (meestal 5 meter).

Het talud is de strook land van een oppervlaktewaterlichaam vanaf de bodem van de bedding tot aan het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm.



Figuur 2: Opbouw van waterloop en oever

Het overstromingsgebied wordt gedefinieerd als door banddijken, binnendijken, valleiranden of op andere wijze begrensd gebied dat op regelmatige tijdstippen al dan niet op gecontroleerde wijze overstroomt of kan overstroomen en dat als dusdanig een waterbergende functie vervult of kan vervullen.

De kaarten van de fluviale overstromingskaarten vindt u op [Geopunt | Digitaal Vlaanderen](#).

4 WATERBODEMONDERZOEK OF BODEMONDERZOEK?

Twijfelt u op basis van de situatie ter plaatse of het over een waterbodem- of bodemonderzoek³ gaat? Dan oordeelt u op basis van uw expertise en voert u het onderzoek uit volgens het meest toepasselijke kader. Voor monsternamen en analyse kijkt u dan naar de bodemmatrix (gaat het al dan niet over slibachtig materiaal).

Een **droge grachtbodem en een **lozingsgracht** onderzoekt u als een waterbodem.

5 EIGENSCHAPPEN EN PROCESSEN VAN DE WATERLOOP

U moet de eigenschappen en de dynamiek van de waterloop kennen om het onderzoek van de waterbodem goed uit te voeren. Hiervoor kunt u beroep doen op vakliteratuur en de waterloopbeheerder⁴.

5.1 MATERIAAL VAN DE WATERBODEM

De toplaag van de waterbodem is vaak (deels) actief sediment waarin verschillende fysische, chemische en biologische processen plaatsvinden. Er treedt uitwisseling op met onder meer het oppervlaktewater, de fauna en de flora. De waterbodem is zo deel van het aquatisch ecosysteem.

Het sediment is vaak een donkere, bruine of zwarte slibachtige laag met veel organisch materiaal (plant-, tak-, depositie- en bladresten). Deze slibachtige laag onderscheidt zich meestal duidelijk van de onderliggende laag door het kleurverschil en het verschil in consistentie. Het actieve sediment is visueel niet te onderscheiden.

De waterloop is uitgeschuurd in de oorspronkelijke bodem of rots. Informatie over de samenstelling van de oorspronkelijke bodem, vindt u op geologische kaarten.

Het sediment ontstaat door afzetting van partikels in suspensie (zwevende stof of zwevend sediment) onder invloed van de zwaartekracht. Het zwevend materiaal is afkomstig van stroomopwaartse erosie van de bedding of van de oevers, zwevend materiaal in lozings, afbraak van plantaardig materiaal en dierlijke resten,... Onder de druk van toenemende sedimentatie, consolideren de diepere waterbodemplagen.

5.2 EROSIE EN SEDIMENTATIE

In een waterloop kan zowel erosie als sedimentatie optreden. Welk proces optreedt, hangt vooral af van de snelheid van het water en weerstand van het bodemoppervlak. Algemeen wordt gesteld dat:

³ Met bodem wordt hier 'land' bodem bedoeld; de bodem op oevers, dijken, in overstromingsgebied

- de snelheid van het water varieert van bovenloop naar benedenloop: in de bovenloop stroomt het water het snelst en treedt eerder erosie op, in de benedenloop stroomt het water trager en treedt meer sedimentatie op;
- in de buitenbocht erosie optreedt, in de binnenbocht sedimentatie: zo worden respectievelijk de holle en bolle oever gevormd;
- in de bedding verschillen kunnen optreden in snelheid van het water en zich plaatselijk banken vormen of een pool/riffle systeem kan ontstaan;
- ter hoogte van kunstwerken (kokers, sluisen, ...) sedimentatie kan voorkomen.

5.3 DE WATERLOOP EN OMGEVING

Een natuurlijke waterloop heeft een zomer- en winterbedding. Bij hoge regenval of grote watertoevoer is de bedding breder en stroomt de waterloop in de winterbedding.

Bij overstroming kan verontreinigd sediment en oppervlaktewater op de aanpalende gronden terechtkomen, op de oevers en in overstromingsgebieden.

Door overstromingen worden langs de waterloop van nature een oeverwal en verder de komgronden gevormd. De natuurlijke oeverwal ontstaat door sedimentatie van grover materiaal bij relatief grote watersnelheid; in de komgronden sedimenteert kleiiger materiaal.

Een kunstmatige oeverwal (bijvoorbeeld een dijk) kan met verschillende materialen aangelegd zijn. Achter de dijken kan nog historisch overstromingssediment aanwezig zijn.

Om de waterloopbeheerder toe te laten de waterloop te beheren, wordt er een strook van meestal vijf meter erfdiensbaarheid voorzien. In deze zone wordt maaispecie en bagger- en ruimingsspecie gedeponeed. In het verleden werd hier mogelijk ook verontreinigde specie gedeponeed.

Bodemverontreinigingen kunnen zich ook verspreiden naar de waterloop en de oevers.

5.4 HYDROGEOLOGIE

Een waterloop is drainerend of infiltrerend. Dit kan variëren over de lengte van de waterloop of met seizoenale schommelingen. Vaak is een waterloop drainerend. Waar de waterloop verlegd is, kan een atypische situatie worden gecreëerd. Hier zal de waterloop vaak infiltrerend zijn.

5.5 MENSELIJKE ACTIVITEITEN

U gaat na of de eigenschappen van of processen in de waterloop beïnvloed worden door menselijke activiteiten. Een voorbeeld hiervan is de opwerveling van sediment door vaartuigen.

DEEL 2: UITVOERING ALGEMEEN

6 ADMINISTRATIEVE GEGEVENS

U verzamelt alle gegevens om het administratieve deel van het rapport in te vullen.

6.1 BESCHERMING VAN PERSOONSgebonden INFORMATIE

Het rapport mag voor natuurlijke personen alleen persoonsgebonden informatie bevatten in het deel met de administratieve gegevens. Dit is immers het enige deel van het rapport dat niet vrij raadpleegbaar zal zijn.

In het administratieve deel van het rapport geeft u een unieke “lettercode” aan de natuurlijke personen. In de rest van het rapport verwijst u naar deze lettercode. Zo blijft de persoonsgebonden informatie beschermd.

6.2 IDENTIFICATIE VAN DE ONDERZOCHE GRONDEN

U verzamelt de informatie over de onderzochte gronden zoals beschreven staat in de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

Bijkomend beschrijft u de administratieve gegevens over de waterloop die wordt onderzocht.

Tabel 1 beschrijft de administratieve gegevens die u over de waterloop moet verzamelen.

Te verzamelen info	Korte beschrijving	Bron
Gegevens waterloop		
Naam waterloop waarin geloosd wordt	Naam VHA-waterloop	waterbodemonderzoeker
VHA-code		waterbodemonderzoeker
G-code	Gewestcode VHA-waterloop: code van de ganse waterloop	
S-code(s)	Identificator VHA-waterloopsegment: code van het kleinste deel van de waterloop (segment)	
Categorie van de waterloop		waterbodemonderzoeker
Bekken en deelbekken		waterbodemonderzoeker
Te onderzoeken traject	Afbakening te onderzoeken traject afhankelijk van doelstelling studie (beschrijving start- en eindpunt, totale lengte, breedte, diepte, inclusief oever)	

Lambertcoördinaten	Lambertcoördinaten van het te onderzoeken traject: aanduiden op kadastraal plan en toevoegen als bijlage	Eigen metingen tijdens terreinbezoek
Waterloopbeheerder	Adres + contactpersoon	www.geopunt.be
Beheerder riolering⁵	Adres + contactpersoon	

Tabel 1: Voorstudie waterbodem – administratieve gegevens

De beheerder van de waterbodem wordt gedefinieerd in artikel 2, 40° van het Bodemdecreet. Wie de beheerder is van een waterbodem, vindt u op www.geopunt.be

Waterlopen die niet ingedeeld zijn in categorieën, noemt met niet-geklasseerde waterlopen. Dit zijn:

- baangrachten langs gemeentewegen; zij worden beheerd door de gemeente;
- baangrachten langs gewestwegen en snelwegen in Vlaanderen; zij worden beheerd door het Agentschap voor Wegen en Verkeer;
- grachten die een ‘poldering of watering’ als beheerder hebben; zij worden onderhouden door het bestuur van de polder of watering (<https://vvpw.be/>);
- andere niet-geklasseerde waterlopen en privégrachten; zij worden beheerd door de eigenaar(s) van de aangrenzende percelen.
- de gemeente (of polders en watering binnen hun werkingsgebied) kan grachten van algemeen belang (publieke grachten) aanduiden. Ze neemt dan het beheer van de gracht over, niet de eigendom. De gemeente kan daarbij ook een erfdiensbaarheid opleggen van maximaal 5 meter.

6.3 TOEKENNEN VAN LABELS

U kent het verslag van oriënterend bodemonderzoek, beschrijvend bodemonderzoek, oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek of het verslag van het waterbodemonderzoek minstens het label ‘waterbodem’ toe.

⁵ Indien sprake van een indirecte lozing via het openbare rioleringsstelsel (dit is een riolering die afvalwater ontvangt en daarna terechtkomt in een oppervlaktewater)

7 UITVOERING

Het compendium voor monsterneming en analyse (CMA) is van toepassing voor de uitvoering van het veldwerk en de analyses.

7.1 BEMONSTERING

U heeft de **toelating** van de waterloopbeheerder nodig om de waterbodem te mogen bemonsteren. U gebruikt daarvoor het standaarddocument opgenomen in bijlage 2.

7.1.1 Bemonstering van de waterbodem

Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek van de waterbodem, neemt u puntstalen, clusterstalen of mengstalen. Hiervoor verwijzen we naar de CMA-procedure: CMA/1/A.4.

7.1.1.1 Aanduiding / vastlegging staalnamelocaties

U heeft op basis van de voorstudie en het terreinbezoek een inschatting gemaakt van de meest verdachte locaties. Met een slibbaak kunt u op het terrein de dikte van het sediment verifiëren. Het is echter niet altijd zo dat de meeste verontreiniging wordt aangetroffen waar het meeste sediment te vinden is.

Als de waterloop recent geruimd of gebaggerd is, kan de meest relevante zone niet meer nagegaan worden door middel van een peilstok. De meest relevante plaats voor bemonstering schat u dan in aan de hand van de kenmerken van de waterloop, de input van de waterloopbeheerder en het onderzoek van de waterbodem dat is uitgevoerd in het kader van de ruiming of de baggerwerken. U neemt een staal van het resterende sediment of van het vaste deel van de waterbodem in die zone. Ga ook na of er stroomafwaarts nog verontreinigd sediment aanwezig is en neem eventueel ook hier een staal.

7.1.1.2 Deellocaties

Op basis van het verwachtingspatroon van de verontreinigingssituatie, kunt u de onderzoekslocatie opsplitsen in deellocaties waarvan u inschat dat de waterbodem een gelijke chemische kwaliteit heeft.

Voor geïsoleerde waterpartijen zoals vijvers of poelen kunt u de bemonsteringszones willekeurig indelen.

Langere trajecten van lineaire waterlopen deelt u op in segmenten. U bemonstert die volgens transecten loodrecht op de stromingsrichting van de waterloop.

In grote wachtbekkens kunnen de verschillende deellocaties een verschillende waterbodemkwaliteit vertonen.

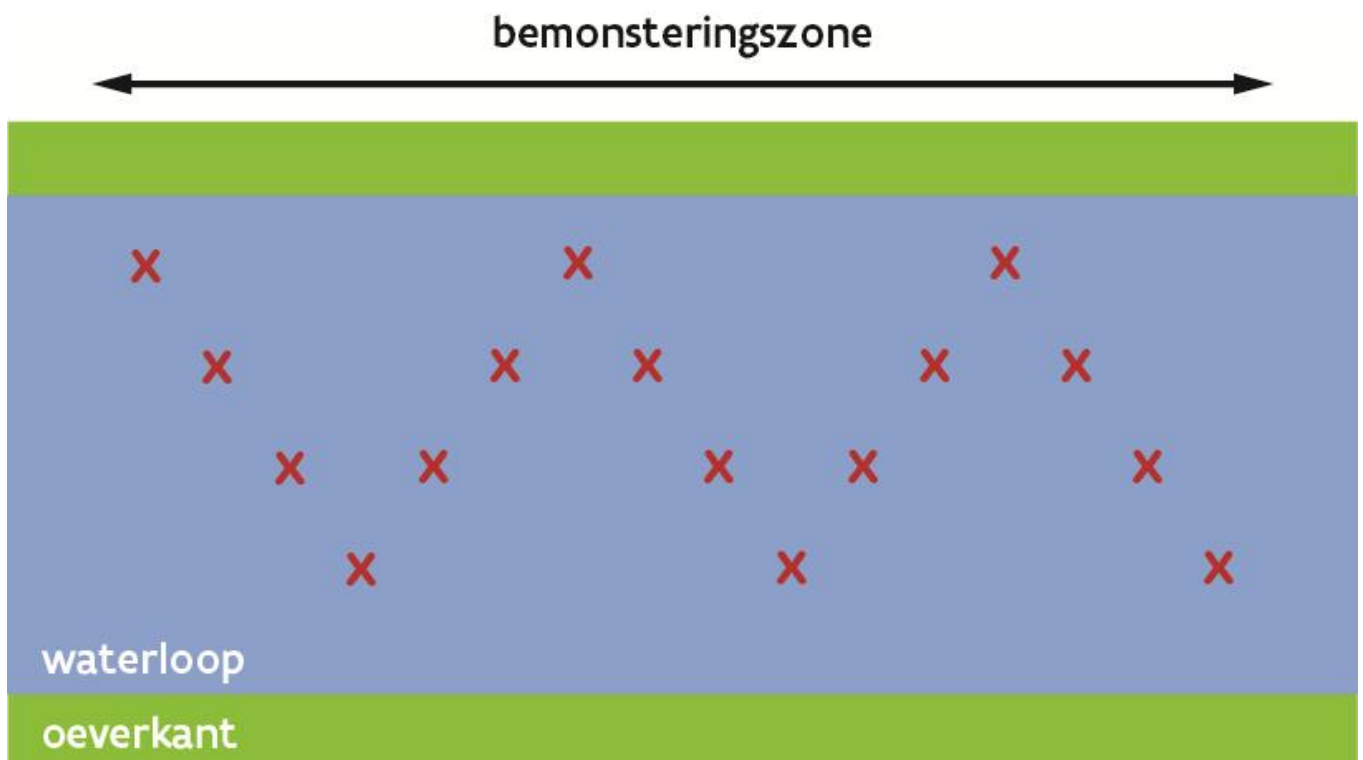
Grachten en niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet vormen een netwerk van relatief kleine “waterloopjes” die samen tientallen kilometers trajecten kunnen vertegenwoordigen. U onderzoekt de grachten als individuele waterlopen.

7.1.1.3 Monsternamepatroon

Een mengstaal (veldmonster) stelt u samen uit meerdere grepen, volgens een systematisch spreidingspatroon in de te bemonsteren zone. U zorgt voor een representatief staal door zowel de snelstromende zones (minder fijn materiaal, te verwachten verontreiniging kleiner), als traag stromende zones (meer fijn materiaal, te verwachten verontreiniging groter) te bemonsteren.

U let erop dat u deelmonsters met afwijkende zintuiglijke vaststellingen niet mengt met andere deelmonsters. De afwijkende deelmonsters worden ook apart geanalyseerd.

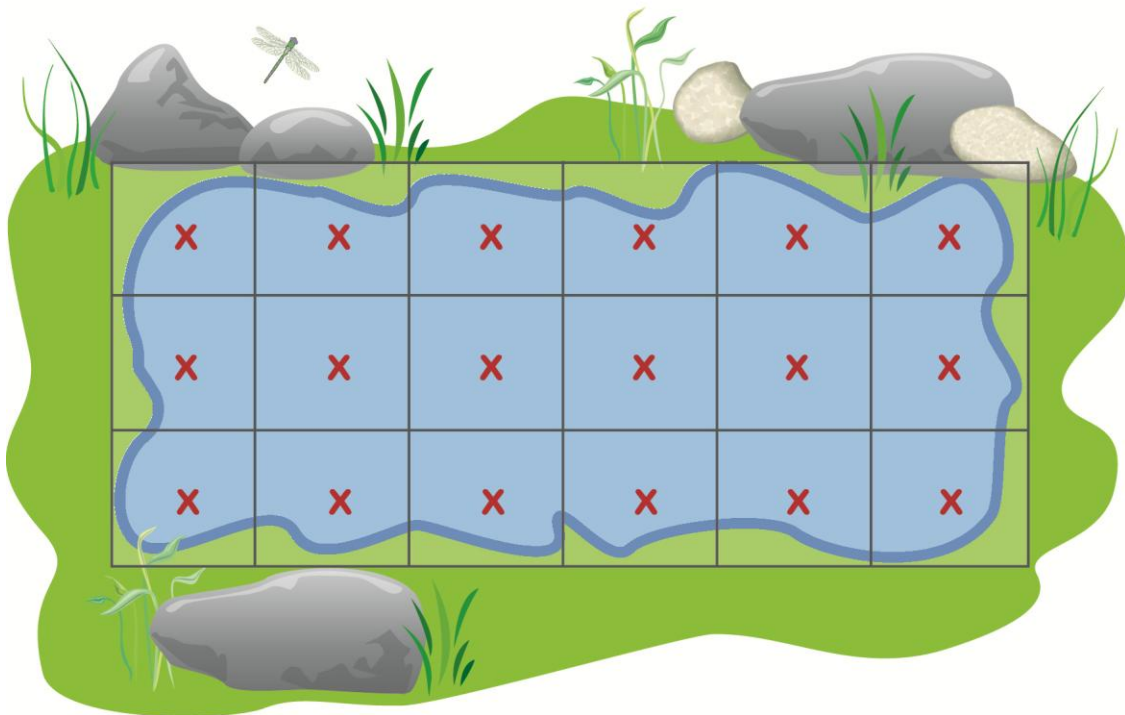
Lineaire waterlopen tot 30 m breedte en grachten deelt u op in bemonsteringszones van 50 meter lengte. U meet de locatie van het beginpunt en het eindpunt van de bemonsteringszone. U verspreidt de grepen over een zigzag-patroon (minimaal "M" of "W") van oever tot oever. U vindt een illustratie van het monsternamepatroon en de uitzetting van de deelmonsters in figuur 3.



Figuur 3: Spreidingspatroon in lineaire waterlopen (tot 30m breedte)

Voor **brede niet-lineaire wateroppervlakken en lineaire waterlopen breder dan 30 meter** verdeelt u de grepen over een raster met grids. De grids worden evenredig verdeeld over het raster (= hectarezone). In het midden van elk grid neemt u een greep.

U vindt een illustratie van het monsternamepatroon en de uitzetting van de deelmonsters in figuur 4.



Figuur 4: raster over niet lineaire waterloop

Voor bevaarbare waterlopen breder dan 30 meter, ontwikkelt u zelf een bemonsteringsstrategie op maat van de waterloop en de specifieke onderzoeksvraag.

7.1.2 Bemonstering van de oevers en overstromingsgebieden

U bakent de zone(s) af die u onderzoekt. Voorbeelden zijn:

- een smalle oeverstrook;
- de oeverwal;
- zone waar oeverdeponie aanwezig is;
- overstromingsgebied;

- taluds;
- winterbedding;
- dijken;
- ...

Voor de bemonstering van een oeverstrook kan een lineair traject van boringen langs de waterloop volstaan. Voor de oevers en overstromingsgebieden werkt u in transecten loodrecht op de waterloop.

De stalen op de oevers en in overstromingsgebieden neemt u volgens gelaagdheid tot minstens 0,5 m onder de meest verdachte laag. Als u visueel geen geroerde toplaag onderscheidt, neemt u een afzonderlijk staal van de toplaag van 30 cm.

7.1.3 Bemonstering van het talud

Het gedeelte van het talud dat onder water staat op het ogenblik van de staalname, beschouwt u als waterbodem. Het droge gedeelte van het talud, beschouwt u als bodem. De oever van de waterloop is bodem.

7.1.4 Veldregistratie

Tijdens het veldwerk noteert u minimaal een aantal veldwerkgegevens. U gebruikt daarvoor het invulformulier opgenomen in 'Bijlage 6: Veldregistratie' als bijlage bij het CMA. Neem ook alle organoleptische waarnemingen vastgesteld tijdens het veldwerk op in de rapportage. Rapporteer ook andere waarnemingen die een aanwijzing kunnen zijn voor de aanwezigheid van waterbodemverontreiniging.

7.1.5 Veiligheid

Ieder moet er zich van bewust zijn dat het bemonsteren van (gevaarlijke) afvalstoffen aanzienlijke gevaren en (gezondheids)risico's met zich kan meebrengen. De uitvoering ervan dient te gebeuren in overeenstemming met de Codex over het Welzijn op het werk.

Bij onderzoek van overwelfde waterlopen, neemt u stalen zo dicht mogelijk bij de toegangsoeningen. Wanneer u in de overwelfing zou gaan, volgt u de veiligheidsmaatregelen voor het werken in besloten ruimten.

7.2 ANALYSES

Het CMA is van toepassing voor de uitvoering van de analyses.

Door het hoge organische stofgehalte zijn er specifieke analytische vereisten voor het sediment.

Sediment valt onder de pasteuze bodemmaterialen en moet je aan melden onder de matrix 'waterbodem' CMA/5/B.3. Het vaste deel van de waterbodem valt onder bodem en moet je aanmelden onder de matrix CMA/5/B.4 'Bodem'.

De CMA's voor analyse vindt u onder Deel 5 Monstervoorbehandeling - B. Specifiek

[Compendium voor monsterneming en analyses van afvalstoffen en bodem \(CMA\) | EMIS \(vito.be\)](#)

7.3 AANDACHTSPUNTEN

7.3.1 Diffuse verontreiniging

Met diffuse bodemverontreiniging bedoelen we:

- bodemverontreiniging te wijten aan allerlei, vaak kleinschalige, ambachtelijke activiteiten (inclusief het storten en verbranden van afval), vaak uit het (verre) verleden, en waarvan de gegevens over bron en oorzaak meestal verloren zijn gegaan;
- bodemverontreiniging veroorzaakt door verspreide bronnen, bv. door atmosferische depositie, emissies door verkeer, landbouwpraktijken (meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen), lozingen, overstromingen,
... ;
- bodemverontreiniging die grote arealen beslaat, vaak moeilijk is af te bakenen en ernstige risico's inhoudt, bv. de verontreiniging met zware metalen in de Kempen, ...

Als u wilt aantonen dat het om een diffuse verontreiniging gaat, vergelijkt u de resultaten van de onderzoekslocatie met die van onverdachte waterbodem/oever in de omgeving. U bepaalt een regionaal achtergrondniveau. Daarvoor kan u ook de waterbodemverkenner raadplegen. Diffuse verontreiniging van stoffen die niet gerelateerd zijn aan de lozingen op de onderzochte waterloop, hoeft u niet verder te onderzoeken. Om onderscheid te maken tussen diffuse verontreiniging van verdachte stoffen en de bijkomende verontreiniging ten gevolge van lozingen van deze verdachte stoffen, vergelijkt u de analysesresultaten van de waterloop met het regionale achtergrondniveau.

Meer informatie over diffuse bodemverontreiniging vindt u op de website van de OVAM: [Diffuse bodemverontreiniging \(vlaanderen.be\)](https://www.ovam.be/diffuse-bodemverontreiniging)

7.3.2 Verzilting

Verzilting wordt niet beschouwd als verontreiniging. Als er echter bijkomende zouten in de waterloop worden geloosd waardoor de zoutconcentratie in verzilte waterlopen duidelijk hoger is dan de natuurlijke verzilting, wordt dit wel beschouwd als een verontreiniging.

7.3.3 Emerging contaminants

Besteed bij het bepalen van de verdachte stoffen de nodige aandacht aan de opkomende stoffen, bijvoorbeeld PFAS, gebromeerde vlamvertragers, ... Voor PFAS raadpleegt u de meest recente versie van het rapport 'PFAS-verdachte activiteiten voor grond- en grondwaterverontreiniging'.

Voor een aantal van deze stoffen/stofgroepen vindt u bijkomende richtlijnen en informatie op de website van de OVAM, bijvoorbeeld de literatuurstudie over gebromeerde vlamvertragers in sediment: [Gebromeerde vlamvertragers in sediment](https://www.ovam.be/gebromeerde-vlamvertragers-in-sediment)

7.3.4 Schadegevallen, calamiteiten en illegale lozingen

Als u een schadegeval, een calamiteit of een illegale lozing onderzoekt, doet u dit volgens de richtlijn schadegevallen en evaluatierapport: [Voor bodemsaneringsdeskundigen \(vlaanderen.be\)](https://www.vlaanderen.be/nl/onderzoek-en-advies/bodemcontaminatie/voor-bodemsaneringsdeskundigen).

U brengt de verontreiniging van de waterbodem en oevers ten gevolge van een schadegeval/calamiteit/illegale lozing in kaart volgens de hierboven beschreven principes.

DEEL 3: UITVOERING VERKENNENDE FASE VAN ONDERZOEK

In de verkennende fase van het waterbodemonderzoek bepaalt u of er duidelijke aanwijzingen zijn voor de aanwezigheid van een ernstige waterbodemonverontreiniging (DAEW) en/of een ernstige bodemonverontreiniging gerelateerd aan de waterloop (DAEB). U verzamelt alle gegevens zodat u zich kan uitspreken over de nood aan verder onderzoek.

In de verkennende fase van het waterbodemonderzoek verzamelt u alle gegevens die nodig zijn om uw conclusies te onderbouwen. U evalueert deze gegevens om tot een gemotiveerd besluit of advies te komen.

Voert u onderzoek van de waterbodem uit in een oriënterend bodemonderzoek, dan vult u de het administratief en historisch onderzoek en het terreinbezoek van het oriënterend bodemonderzoek aan met de bijkomende elementen uit de voorstudie voor de verkennende fase van een waterbodemonderzoek.

8 VOORSTUDIE

In het online platform 'waterbodemonverkenner' [Waterbodemonverkenner \(vlaanderen.be\)](http://Waterbodemonverkenner(vlaanderen.be)) worden onder meer gegevens samengebracht die nodig zijn voor de voorstudie. Dit kennissysteem wordt voortdurend aangevuld met nieuwe gegevens.

U kunt een groot deel van de gegevens opzoeken in de waterbodemonverkenner. Aanvullend vraagt u de nodige informatie op bij de verder genoemde bronnen.

8.1 AFBAKENING VAN DE ONDERZOEKSLOCATIE

De onderzoekslocatie voor de verkennende fase van een waterbodemonderzoek definieert u op basis van de VHA-segmenten en de Lambertcoördinaten van de begin- en eindpunten van het te onderzoeken traject van de waterloop.

8.2 OMGEVINGSKENMERKEN

U beschrijft de directe omgeving van de onderzoekslocatie, het lozingspunt of de lozingspunten en de situatie stroomop- en stroomafwaarts op basis van onder meer:

- de topografie;
- het feitelijke gebruik van omliggende terreinen (natuur, landbouw, industrie, ...) door een terreinbezoek;
- de ruimteboekhouding Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (RSV).

U gaat na of de onderzoekslocatie in een kwetsbaar gebied ligt (tabel 2).

Type	Korte beschrijving	Bron
Omgevingskenmerken aan het lozingspunt en stroomaf- en opwaarts indien relevant voor de water(bodem)kwaliteit		Terreinbezoek
Aanwezigheid overstromingsgebieden stroomafwaarts		waterbodemonderzoeker
Ecologisch waardevol gebied	Natura 2000 Habitatrichtlijngebied Vogelrichtlijngebied VEN-gebied IVON-gebied bestemmingscategorie Natuur, Bos of Overig groen in ruimteboekhouding RSV	waterbodemonderzoeker
Ligging in kwetsbare gebieden ten gevolge van vermeting		www.vlm.be
Ligging in beschermingszone oppervlaktewaterwinning voor drinkwater		http://dov.vlaanderen.be
Ligging in beschermingszones rond grondwaterwinningen		http://dov.vlaanderen.be

Tabel 2: Kwetsbare gebieden

8.3 HISTORISCH ONDERZOEK

Voor het historisch onderzoek verzamelt u informatie over eventuele menselijke ingrepen aan de waterloop of wateroppervlakte en zijn nabije omgeving, bijvoorbeeld:

- aanleg water(gang);
- verandering in de loop van de watergang (bijvoorbeeld de waterloop rechte trekken);
- wijziging in waterhuishouding;
- uitgevoerde oeverwerken;
- calamiteiten;
- ruimingswerken gedeponeerde specie op de oever;
- baggerwerken;
- aanpassingen aan het rioleringsstelsel;
- historiek van lozingen op de waterloop;
- verlegging of opheffing van lozingspunten;
- oude overstromingsgebieden.

Deze informatie vindt u op oude (topografische) kaarten, in historische atlanten, in archieven, bij waterloopbeheerder(s), omwonenden, gemeente, vergunningen, ...

Te verzamelen info	Korte beschrijving	Bron
Historiek waterloop	Ingrepen aan de waterloop	Oude kaarten Waterloopbeheerder Gemeente Omwonenden
Ligging riolering en lozingspunten	Zowel huidige als vroegere	Waterloopbeheer Terreinbezoek
Lozingsperiode Lozingspunt(en) Debieten		Lozingsvergunning
Parameters	Verdachte stoffen effluent (onderscheid maken tussen relevant of niet relevant voor waterbodemonderzoek)	Lozingsvergunning
Historische en recente bagger- of ruimingsgegevens		Waterloopbeheerder Gemeente Omwonenden
Beschrijving van omringende- of andere activiteiten rond de waterloop die de kwaliteit ervan kunnen beïnvloeden		
Aanwezigheid eigen waterzuiveringsinstallatie		Exploitant
Historische gegevens over overstromingen		Waterloopbeheerder Gemeente Omwonenden

Tabel 3: Voorstudie waterbodemonderzoek - historische gegevens

In een verkennende fase van een waterbodemonderzoek maakt u ook een overzicht van de **zijlopen** die uitmonden in de te onderzoeken waterloop. Ook voor de zijlopen verzamelt u de nodige informatie over lozingen, verdachte stoffen en andere informatie die de kwaliteit van de te onderzoeken waterloop kunnen beïnvloeden zoals beschreven in tabel 3.

8.4 RESULTATEN VAN EERDERE ONDERZOEKEN

U verzamelt alle informatie die er beschikbaar is over de kwaliteit van:

- de waterbodemonderzoek;
- het oppervlaktewater;

- het zwevende stof;
- de organismen die in de waterloop voorkomen.

Raadpleeg hiervoor monitoringsgegevens, gegevens over afperking van bodemverontreiniging die zich verspreid heeft tot in de waterloop, Triade-onderzoek, de Multimetrische Macroinvertebratenindex Vlaanderen (MMIF), gegevens over de Visindex. U vindt deze gegevens onder meer in de waterbodemonderzoeken.

U raadpleegt ook uitgevoerde waterbodemonderzoeken, oriënterende bodemonderzoeken, beschrijvende bodemonderzoeken, bodemsaneringsprojecten, verkennende bodemonderzoeken, onderzoeken van schadegevallen en technische verslagen van terreinen uit de directe omgeving.

Wanneer u analyseresultaten gebruikt uit andere onderzoeken of voorgaande fases, controleert u of deze gegevens nog representatief zijn: U beantwoordt daarvoor de volgende vragen:

Zijn de analyseresultaten nog actueel?

- Is het sediment nog aanwezig (op basis van gegevens over ruimen en baggeren)?

Is er nieuwe aanrijking mogelijk door lozing, bijkomende sedimentatie, ...?

- ...

Hoe werd het staal bemonsterd?

- Wat is het type van techniek?
- Gaat het over een puntstaal of een mengstaal en welke zone werd bemonsterd en op welke diepte?

Welke laag werd bemonsterd? (het sediment? het vaste deel van de waterbodem? ...)

- Wat was de doelstelling van het onderzoek?

U toetst de stalen aan de normen of toetsingswaarden die van toepassing zijn in uw onderzoek.

Wanneer de analyseresultaten niet (meer) representatief zijn voor de feitelijke toestand op het terrein, dan beschouwt u deze analyseresultaten enkel als indicatief. Zijn ze dat wel, dan neemt u ze op in het onderzoek.

Door de grote heterogeniteit en de dynamiek van een waterloop is de kans groot dat de eerdere resultaten niet meer representatief zijn. Ze zijn wel nog bruikbaar om de historiek van de verontreiniging of historische verontreiniging in kaart te brengen.

8.4.1 Kwaliteit van de waterbodem

8.4.1.1 Triade-kwaliteit

Het triade-concept combineert drie onderdelen voor de karakterisatie van waterbodems:

- fysicochemie,
- ecotoxicologie
- biologie.

Met het triade-concept wordt een eerste ecologisch oordeel gevormd over de kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van de waterbodem wordt vergeleken met een referentiewaterbodem die de natuurlijke toestand benadert. Hoe meer de bevindingen afwijken van de referentiebodems, hoe slechter de waterbodems-kwaliteit.

Dit eerste oordeel kan een aanzet zijn voor diepgaander onderzoek of bescherming van de waterbodem of vormt een aanwijzing voor een al dan niet ernstige bedreiging voor het ecosysteem.

De VMM hanteert de triade-methodiek voor het monitoren van de kwaliteit van waterbodems. Het meetnet bestaat uit een 600-tal locaties die sinds 2000 één maal om de 4 jaar worden geanalyseerd. In 2008 werd het aantal locaties per cyclus teruggebracht naar 300 meetplaatsen. Sinds 2016 wordt een 6-jarige cyclus aangehouden.

Voor meer informatie met betrekking tot de Triade karakterisatie van de waterbodem wordt verwezen naar

BIJLAGE 3: Triade kwaliteit waterbodem. Meer informatie vindt u ook in het ‘jaarverslag water’ van VMM en het ‘Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen volgens Triade’.

Beoordelings-componenten	Beoordelingstechnieken	Geef informatie over
Fysicochemie	Fysische en chemische analyse van het sediment	Bodemtype – aanwezigheid van specifieke toxische stoffen en verontreinigingsgraad
Ecotoxicologie	Toxiciteitstesten: Laboratoriumtesten (bioassays) Bioaccumulatie testen: actief en passief	Potentiële toxiciteit van de aanwezige verontreiniging Informatie is niet stofspecifiek Doorvergiftigingsrisico en biologische beschikbaarheid van specifieke stoffen
Biologie	Analyse van de samenstelling en abundanties van de levensgemeenschap in en op waterbodem	Actuele ecologische kwaliteit Informatie is niet stofspecifiek

Tabel 4: Waterbodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron: VMM)

U verzamelt relevante triade-gegevens.

Via de waterbodemverkenner zijn de klassen per onderdeel en de eindklasse van de triade-beoordeling beschikbaar per VMM-meetlocatie. Meer details kan u opvragen via <http://geoloket.vmm.be/Geoviews/map.phtml>. Meetlocaties kunnen worden teruggevonden via <https://www.vmm.be/data/waterkwaliteit> > Meetnet Oppervlaktewater.

8.4.1.2 Fysicochemische waarden

Een triadekwaliteit met score 3 of 4 is een indicatie voor een ernstige verontreiniging of vermindering van de ecologische kwaliteit van de waterbodem. Een hoge fysicochemische waarde is enkel een indicatie van een potentieel risico. Van de meeste waterlopen zijn er fysicochemische gegevens beschikbaar. Deze gegevens zijn bijvoorbeeld verzameld in het kader van ruimingswerken.

8.4.1.3 Waterbodemopbouw

U verzamelt ook gegevens over de opbouw van de waterbodem, als ze beschikbaar zijn:

- boorprofielen van de waterbodem;
- boorprofielen van de diepere lagen;
- heterogeniteit in waterbodemopbouw;
- ...

Deze gegevens zijn bijvoorbeeld verzameld in het kader van ruimingswerken.

8.4.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

De oppervlaktewaterkwaliteit wordt beschreven op basis van de fysicochemische, biologische en bacteriologische (zwem)waterkwaliteit.

8.4.2.1 Fysicochemische kwaliteit

In de monitoring van de fysicochemische kwaliteit van oppervlaktewater analyseert de VMM op alle meetplaatsen een basispakket aan parameters:

- watertemperatuur;
- concentratie aan opgeloste zuurstof (O_2);
- zuurtegraad (pH);
- chemisch zuurstofverbruik (CZV);
- ammoniakale stikstof (NH_4^+-N);
- nitriet ($NO_2^- -N$);
- nitraat ($NO_3^- -N$);
- totaal orthofosfaat ($o-PO_4^{3-} -P$);
- totaal fosfor (P_t);
- chloride (Cl^-);
- geleidingsvermogen (EC).

Op een aantal geselecteerde meetplaatsen worden ook de volgende parameters bepaald:

- biochemisch zuurstofverbruik (BZV);
- Kjeldahl-stikstof (Kj-N);
- sulfaat (SO_4^{2-});
- totale hardheid;
- gehalte aan zwevende stoffen (ZS);
- zware metalen.

Voor specifieke doeleinden wordt het basispakket nog aangevuld met andere parameters.

Een belangrijke parameter voor de bespreking van de waterkwaliteit is de opgeloste zuurstof. Een voldoende hoge concentratie aan opgeloste zuurstof is van zeer groot belang voor het leven in het water en speelt een grote rol in zelfzuiverende processen van de waterloop.

Voor de beoordeling van de waterkwaliteit wordt de Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO) gebruikt. Deze index krijgt een slechte score bij lage zuurstofconcentraties. De resultaten krijgen volgende beoordeling:

PIO 0 – 1	Klasse 1	Niet verontreinigd
PIO > 1 – 2	Klasse 2	Aanvaardbaar
PIO > 2 – 4	Klasse 3	Matig verontreinigd
PIO > 4 – 8	Klasse 4	Verontreinigd
PIO > 8 – 16	Klasse 5	Zwaar verontreinigd

Tabel 5: Prati-index

8.4.2.2 Biologische kwaliteit

Het VMM-oppevlaktewatermeetnet meet ook de biologische kwaliteit. Hiervoor werd (naar analogie met indices in andere Europese landen) de Belgisch Biotische Index (BBI) uitgewerkt, die varieert van 0 tot 10. Aanvullend wordt ook met de Multimetrische Macro-Invertebratenindex Vlaanderen gewerkt. Deze index beoordeelt de macro-invertebraten in rivieren en meren volgens de Europese kaderrichtlijn Water op basis van vijf criteria. Deze criteria zijn een maat voor de diversiteit, samenstelling, omvang en tolerantie van de populatie. De eindbeoordeling is een biotische indexwaarde tussen 0 en 1. Een hoge index wijst op een zeer goede ecologische status. Dit meetnet wordt onderhouden door de VMM.

BBI	
9 – 10	Zeer goed
7 – 8	Goed
5 – 6	Matig
3 – 4	Slecht
1 – 2	Zeer slecht
0	Uiterst slecht

Tabel 6: Belgisch biotische index

De BBI evalueert de kwaliteit van een waterloop als biotoop. De BBI integreert twee factoren: de aan- of afwezigheid van verontreinigingsgevoelige macro-invertebraten en de diversiteit, met name het totaal aantal verschillende aangetroffen soortengroepen.

Bron: VMM-biologisch meetnet (www.vmm.be)

8.4.2.3 Palingpolluentenmeetnet

Het palingpolluentenmeetnet werd uitgevoerd tussen 1994 en 2001. U vindt het rapport van deze studie op <https://www.vlaanderen.be/publicaties/het-vlaamse-palingpolluentenmeetnet-1994-2001-gehalten-aan-polychloorbifenylen-organochloorpesticiden-en-zware-metalen-in-paling>.

Het palingpolluentenmeetnet moest inzicht geven in de verontreinigingstoestand van de Vlaamse oppervlaktewaters via metingen op paling. Op een beperkt aantal plaatsen werden ook andere vissoorten gebruikt. De vis werd geanalyseerd op:

- een tiental PCB-congeneren;
- een tiental zware metalen;
- een aantal organochloorpesticiden.

Er wordt een onderscheid gemaakt in 4 klassen:

- Klasse 1: niet afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 2: licht afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 3: afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 4: sterk afwijkend tegenover de referentieklassen.

Bron: INBO

Het palingpolluentenmeetnet wordt niet meer gebruikt. De resultaten van deze studies kunnen echter wel nuttige gegevens bevatten over de historiek van de waterloop.

In 2001 startte het INBO met een overkoepelend meetnet: het vismeetnetwerk. De resultaten van de studies vindt u hier: <https://www.inbo.be/nl/thema/beleid/meetnetten/vismmeetnetwerk>. Via het vismeetnet verzamelt het INBO jaarlijks de nodige data om aan beide Europese rapportageverplichtingen te voldoen.

Daarnaast heeft de VMM ook een biotameetnet uitgewerkt. Op een beperkt aantal meetplaatsen wordt in baars of paling gemeten volgens de richtlijnen van de Kaderrichtlijn water.

8.4.2.4 Meetnet zoetwatervis (VIS informatiesysteem of VIS-index)

Het meetnet zoetwatervis (INBO) onderzoekt geregeld op een 900-tal plaatsen welke soorten vis er in welke aantallen aanwezig zijn. Ook het gewicht en de lengte van de vissen wordt gemeten.

Bron: INBO <http://vis.milieuinfo.be/>

Het rapport 'Visbestandopnames in Vlaamse beken en rivieren in het kader van het 'Meetnet zoetwatervis' 2010' (link <https://www.vlaanderen.be/nl/publicaties/detail/visbestandopnames-in-vlaamse-beken-en-rivieren-in-het-kader-van-het-meetnet-zoetwatervis-2010>) bevat de gegevens van de bemonsteringen uitgevoerd in 2010 in het kader van het 'Meetnet Zoetwatervis' op Vlaamse beken en rivieren. In totaal werden 247 locaties bevist, verspreid over elf bekkens. Elke gevangen vis werd op soort gebracht, gemeten, gewogen en teruggezet. Ook werden enkele fysische en chemische parameters genoteerd.

8.4.2.5 Kwaliteit zwevende stof

Met een centrifuge wordt uit een grote hoeveelheid water het zwevend materiaal geconcentreerd. Dit geeft een momentopname van de kwaliteit. Door dit regelmatig te herhalen kan een veel grotere temporele variatie gevolgd worden.

De resultaten van de zwevend stof analyses zijn nog niet raadpleegbaar via de website van de VMM, maar kunnen opgevraagd worden bij de VMM.

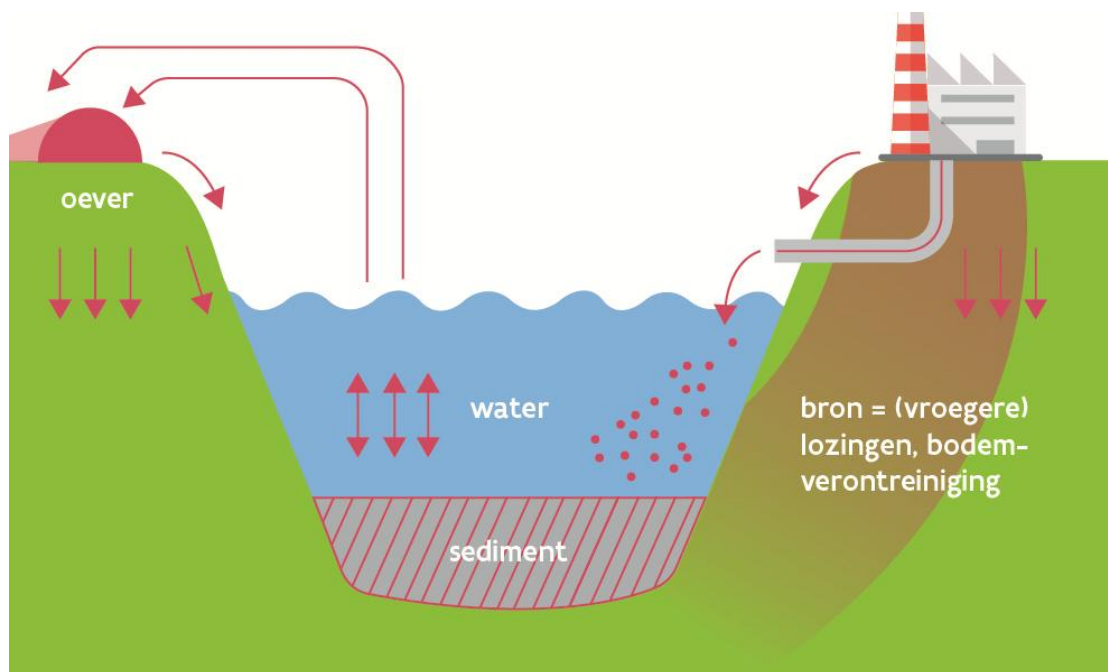
8.4.3 Bodemkwaliteit van oevers en overstromingsgebieden

Verontreiniging van de waterbodem en het oppervlaktewater verspreidt zich ook door overstromingen, op oevers en in overstromingsgebieden. Vroeger werd ook verontreinigde ruimingsspecie op de oever gedeponeerd.

Zoals eerder gezegd, kunnen bodemverontreinigingen zich ook verspreiden naar de waterloop en de oevers.

Raadpleeg rapporten van relevante bodemonderzoeken en saneringen en besteed hierbij voldoende aandacht aan voormalige activiteiten waaraan lozingen gekoppeld waren.

8.5 INVENTARISATIE VAN POTENTIËLE VERONTREINIGINGSBRONNEN VOOR DE WATERBODEM



Figuur 5: Mogelijke bronnen van verontreiniging

In het historisch onderzoek brengt u de potentiële verontreinigingsbronnen voor waterbodemplverontreiniging in kaart. Dit zijn onder meer:

- lozingen (al dan niet vergund);
- activiteiten op of nabij water;
- calamiteiten;
- verspreiding van bodemverontreiniging via het grondwater of van de oever door run-off, erosie en verwaaiing;
- verspreiding van een waterbodemplverontreiniging stroomopwaarts;
- diffuse verontreiniging.

U vindt deze gegevens bij de waterloopbeheerder, de gemeente, in vergunningen, in eerder uitgevoerde onderzoeken. Op basis van een terreinbezoek kunnen de bekomen gegevens geverifieerd en al dan niet aangevuld worden.

8.5.1 Lozingen

Waterbodemonverontreiniging ontstaat vaak door lozingen. U brengt deze lozingen in kaart, waarbij u een onderscheid maakt tussen:

- industriële en huishoudelijke lozingen;
- historische en actuele lozingen.

Deze informatie is belangrijk om de onderzoeksstrategie te bepalen en om juridische redenen.

U bepaalt de mogelijke impact van de lozingen op de kwaliteit van een waterloop en de waterbodem op basis van het debiet, de frequentie van lozing, de kenmerken en toxicologie van de geloosde stoffen, het debiet van de waterloop, ...

8.5.1.1 Lozingen van huishoudelijk afvalwater versus bedrijfsafvalwater

Het VLAREM maakt onderscheid tussen huishoudelijk afvalwater, koelwater en bedrijfsafvalwater (bron: www.vmm.be/water/afvalwater/soorten).

Het lozen van **huishoudelijk afvalwater** is in principe niet gebonden aan een omgevingsvergunning als het afkomstig is van woongelegenheden. Voor lozingspunten van huishoudelijk afvalwater maakt u onderscheid tussen individuele lozingspunten en collectieve lozingspunten.

Koelwater is het water dat in de industrie voor afkoeling gebruikt wordt.

Bedrijfsafvalwater is alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater of koelwater. Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het beschouwd als bedrijfsafvalwater.

Voor bedrijfsafvalwater onderscheidt u **bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen** en **bedrijfsafvalwater zonder gevaarlijke stoffen**.

Wat gevaarlijke stoffen zijn, vindt u als bijlage 2C bij titel I van het VLAREM. Het indelingscriterium GS bepaalt vanaf welke concentratie u afvalwater beschouwt als bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen. Als de concentratie van gevaarlijke stoffen hoger is dan het indelingscriterium GS, is een bedrijf vergunningsplichtig voor die parameter. De indelingscriteria vindt u in de tabel van artikel 3 van bijlage 2.3.1 van titel II van het VLAREM.

Ook gevaarlijke stoffen zonder indelingscriterium worden opgenomen in de vergunning, als ze relevant zijn voor het geloosde afvalwater.

Onderzoek aan de lozingspunten is enkel nodig wanneer er aanwijzingen zijn dat er afvalwater met gevaarlijke stoffen wordt of werd geloosd, rechtstreeks op het oppervlaktewater.

Het is belangrijk ook de lozing van niet-verontreinigd water in de waterloop te inventariseren omdat die mee het debiet van de waterloop bepaalt en dus ook de verdunning van eventuele verontreiniging.

8.5.1.2 Historische versus actuele lozingen

Niet alleen actuele lozingen zijn belangrijk. Vooral historische lozingen, rechtstreeks in de waterloop of bijvoorbeeld via oude grachtensystemen, kunnen een invloed hebben gehad op de waterbodemkwaliteit. Vermits verontreiniging in een waterbodem gedurende lange tijd geadsorbeerd kan blijven, is het dus mogelijk dat een lozing van tientallen jaren geleden nog steeds sporen nalaat in de waterbodem.

U verzamelt de gegevens over de historische en actuele lozingen in de betreffende waterloop en onderscheidt:

- lozingspunten van huishoudelijk afvalwater met een aanzienlijke vuilvracht (> 50 IE, indicatief);
- lozingspunten van industrieel afvalwater;
- andere verontreinigde grachten of waterlopen die samenvloeien met de te onderzoeken waterloop;
- iedere andere toevoer van verontreinigingen (bijvoorbeeld sluikstorten).

8.5.1.3 Hotspotstudie waterbodemverontreiniging

De studie 'Waterbodem – speerpunten voor waterbodemonderzoek' (hotspotstudie) geeft een lijst van risico-inrichtingen die een grote kans hebben om waterbodemverontreiniging te veroorzaken. Ze geeft ook per inrichting de verdachte stoffen relevant voor onderzoek van de waterbodem (prioritaire stoffen). U vindt deze studie op de website van de OVAM (<https://www.ovam.vlaanderen.be>). De hotspots worden ook weergegeven in de waterbodemverkenner.

8.5.1.4 IMJV-databestand

Bedrijven die conform VLAREM over een J-type vergunning beschikken of vergunningsplichtig zijn als klasse 1 of 2 én boven de drempelwaarde emitteren, zijn verplicht om bepaalde milieurelevante informatie aan de Vlaamse overheid te bezorgen. Daardoor beschikt de VMM over een uitgebreid databestand van verontreinigende stoffen die de (rapporteringsplichtige) bedrijven uitstoten naar water en lucht. Deze gegevens kunt u raadplegen op [https://www.vmm.be/data/imjv-databestand/imjv of in het wateremissie-inventarisatiesysteem WEISS](https://www.vmm.be/data/imjv-databestand/imjv%20of%20in%20het%20wateremissie-inventarisatiesysteem%20WEISS).

Tabel 7 beschrijft de potentiële bronnen van waterbodemverontreiniging.

Potentiële bron	Beschrijving
Lozingspunt A	Industriële lozing met zware metalen en gebromeerde vlamvertragers als verdachte stoffen
Overslag van ertsen	Overslag van X m ³ aan ertsen met als verdachte stoffen: zware metalen en fosfaten
Schadegeval	Illegale lozing van olie in de waterloop
Andere	...

Tabel 7: Potentiële bronnen van waterbodemonverontreiniging

8.5.2 Activiteiten op of nabij het water

U inventariseert VLAREBO- en VLAREM-activiteiten die worden en werden uitgeoefend op de gronden die aan de waterloop grenzen (inclusief op- en overslag). U vraagt de huidige en voormalige vergunningen waarvan u oordeelt dat ze een impact hebben op de plaats of zone waar bemonstering plaatsvindt op bij de gemeente. U maakt ook een overzicht van relevante calamiteiten op de oever of in de waterloop.

U schat de kans in op waterbodemonverontreiniging en bepaalt de verdachte stoffen die voor de waterbodem relevant zijn. U raadpleegt hiervoor onder andere de hotspotstudie.

8.5.3 Verspreiding van een verontreiniging van de bodem of via de waterloop

Verspreiding verontreiniging van de bodem

U brengt potentiële verontreinigingsbronnen en bodemonverontreinigingen op de oever in kaart.

U besteedt extra aandacht aan puur product op het land. Puur product van teer- of PAK-verontreiniging bijvoorbeeld, kan in de onderliggende lagen of in het sediment voorkomen en zichtbaar worden in de vorm van teerbubbels in het water.

Verspreiding vanuit het watersysteem

Ook in de waterloop zelf kan (historische) verontreiniging zich vanaf een bepaald punt stroomafwaarts verspreiden, via het water en via sedimenttransport.

8.5.4 Diffuse bronnen

Verhoogde concentraties aan polluenten in de waterbodem kunnen het gevolg zijn van niet-puntgebonden verontreinigingsbronnen, zoals:

- atmosferische depositie;
- landbouw;
- run-off van wegen;
- materiaal dat gebruikt is in de omgeving van de waterloop (beschoeiingen, kunstwerken, ...);
- anti-fouling van schepen;
- lozingen door schepen (accidenteel of illegaal);
- algemeen voorkomende verontreiniging (zoals zware metalen, minerale olie, ...).

Deze bronnen zijn moeilijker te identificeren en te controleren.

8.6 TERREINBEZOEK

U voert het terreinbezoek uit nà het (historisch) onderzoek, zodat u vooraf weet welke plaatsen extra aandacht verdienen.

Tijdens het terreinbezoek brengt u de kenmerken van de waterloop, de oevers en de onmiddellijke omgeving in kaart. U controleert op potentiële verontreinigingsbronnen, onder meer:

- de huidige en voormalige lozingspunten;
- de activiteiten op de oever;
- de mogelijkheid tot run-off.

U voert een visuele controle uit van het lozingspunt en het traject naar het lozingspunt.

Als indirect geloosd wordt of werd via een open gracht, controleert u die ook visueel.

U beschrijft de omgevingskenmerken van de waterloop in de buurt van het lozingspunt en stroomopwaarts en stroomafwaarts van het lozingspunt indien dit relevant is voor het onderzoek.

U schenkt in het bijzonder aandacht aan aanwijzingen voor oeverdeponie. Let ook op de aanwezigheid van asbestverdachte materialen en andere bodemvreemde materialen. Bij twijfel over de aanwezigheid van asbest neemt u een materiaalmonster voor visuele controle op aanwezigheid van asbest.

Neem foto's van het lozingstraject, kenmerkende situaties en andere relevante waarnemingen op in het rapport.

Op basis van de voorstudie en uw waarnemingen tijdens het terreinbezoek, selecteert u de meest verdachte locatie(s) voor staalname van de waterbodem en oevers.

8.7 OMGEVINGSKENMERKEN, GEOLOGISCHE EN HYDROGEOLOGISCHE GEGEVENS

U verzamelt gegevens over de omgeving van de waterloop, de geologie en de hydrogeologie van de locatie waar u het onderzoek van de waterbodem uitvoert. Hiervoor gebruikt u de onderstaande tabellen als leidraad.

8.7.1 Algemene kenmerken van de waterloop

Type	Korte beschrijving	Bron
Feitelijk gebruik van het oppervlaktewater	Afwatering Scheepvaart Recreatie Visserij Regionale watervoorziening Natuur en landschap Industrie Landbouw Andere: ...	Terreinbezoek Waterloopbeheerder
Kwaliteitsdoelstelling oppervlaktewater	<ul style="list-style-type: none"> - Basiskwaliteit - Productie drinkwater - Zwemwater - Viswater 	
Type waterloop		Visueel

Tabel 8: Algemene kenmerken van de waterloop

8.7.2 Hydrogeologie

Type	Korte beschrijving	Bron
Geologie	Bodemopbouw tot de eerste afscheidende laag, korte beschrijving van de diepere geologie	
Hydrologie	Zout, brak of zoet water Drainerend / Infiltrerend Mogelijke fluctuaties afhankelijk van het getij	
Grondwater	Grondwaterkwetsbaarheid	
Waterwinningen	Grond- en oppervlaktewaterwinningen in de buurt	
Vergunde grondwaterwinningen		waterbodemverkenner

Tabel 9: Geohydrologische kenmerken

8.8 TYPE WATERLOOP

De bemonsteringsstrategie zal onder meer afhankelijk zijn van het type waterloop:

- onbevaarbare (lineaire) waterlopen: 1ste, 2de en 3de categorie en niet-geklasseerde waterlopen met relevant debiet;
- bredere (niet-lineaire) wateroppervlakken, al dan niet met stilstaand water: vijvers, poelen, wachtbekkens,... en ook verbredingen van de waterlopen zoals zandvangen of sedimentvangen;

- grachten en niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet: baangrachten, perceelsgrachten, ...
- bevaarbare waterlopen.

Niet-geklasseerde waterlopen met een relevant debiet, behandelt u op dezelfde manier als geklasseerde waterlopen.

Niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet en grachten maken ook deel uit van het hydrografisch netwerk. Ze staan al dan niet in verbinding met grotere waterlopen. Ze kunnen stilstaand of stromend water bevatten. U onderzoekt de grachten als individuele waterlopen.

Overwelfde waterlopen maken ook deel uit van het hydrografisch netwerk en worden in deze code als waterloop beschouwd.

9 BEMONSTERINGSSTRATEGIE

Op basis van de verontreinigingshypothese stelt u een strategie op voor het veld- en laboratoriumonderzoek.

9.1 AFBAKENING VAN HET GEBIED WAAR HET ONDERZOEK IS UITGEVOERD

U voert een decretaal waterbodemonderzoek uit? Leg dan vast welke waterloop of welke segmenten van de waterloop u onderzoekt.

U onderzoekt de waterbodem in een oriënterend bodemonderzoek? Baken de onderzoekslocatie af op basis van de kadastrale grenzen van één of meerdere kadastraal genummerde percelen. Is het onderzoek van de waterbodem of de oevers gerelateerd aan een lozingspunt? Neem dan de waterloop waarin geloosd wordt en het stroomafwaartse deel van de waterloop ook op in het gebied waar het onderzoek is uitgevoerd. Wordt of werd er in de waterloop geloosd via een open gracht, dan neemt u zowel de open gracht als de waterloop waarin de open gracht uitmondt, op in het gebied waar het onderzoek wordt uitgevoerd.

9.2 BEMONSTERINGSSTRATEGIE VOOR ONDERZOEK AAN LOZINGSPUNTEN

Is de **ligging van het lozingspunt of de lozingspunten gekend**? Voorzie minimaal deze staalnames:

- Één klusterstaal van de waterbodem aan de stroomafwaartse kant van elk lozingspunt;
- Één klusterstaal van de waterbodem stroomafwaarts van elk lozingspunt op de meest relevante plaats (onder meer waar accumulatie van sediment verwacht wordt).

Als de lozingspunten dicht bij elkaar liggen dan kan één stroomafwaarts staal van de waterbodem volstaan voor meerdere lozingspunten.

Is de ligging van het lozingspunt of de lozingspunten niet gekend? Voorzie dan minimaal de volgende staalnames:

- Een clusterstaal of clusterstalen van de waterbodem in de zone van elk vermoedelijk lozingspunt volgens tabel 10. U deelt het traject in evenredige delen in. Per deel neemt u een clusterstaal op de meest relevante plaats (de zone met de meeste sedimentatie);
- Eén clusterstaal stroomafwaarts van de zone van elk vermoedelijk lozingspunt op de meest relevante plaats (onder meer waar accumulatie van sediment verwacht wordt).

Neem ook een staal van het talud als u (zichtbaar) versmering van verontreiniging vaststelt langs het talud.

L (m)	N
0-10 m	1
10-50 m	2
50-100 m	3
100-200 m	4
200-400 m	5
400-700 m	6
700-1000 m	7
>1000 m	U beslist zelf

Tabel 10: Onderzoeksstrategie voor onderzoek van de waterbodem waarbij de ligging van de lozingspunten niet gekend is (N = het aantal stalen)

Voor bevaarbare waterlopen breder dan 30 meter, ontwikkelt u zelf een bemonsteringsstrategie op maat van de waterloop.

U bemonstert telkens het sediment en het onderliggende vaste deel van de waterbodem.

In onderzoek van waterbodem gerelateerd aan de lozingspunten zijn ook deze staalnames zinvol:

- Een stroomopwaarts staal om een mogelijke aanrijking of verontreiniging stroomopwaarts te detecteren.
- Bemonstering van meerdere lagen afzonderlijk om een beter beeld te krijgen over de verdachte laag. Neem dan zeker een staal van de bovenste 20 cm van het sediment.
- Een staal voor afperking in de diepte: 0,5 m onder de verdachte laag.
- ...

9.3 BEMONSTERINGSSTRATEGIE VOOR DE VERKENNENDE FASE VAN HET WATERBODEMONDERZOEK

Als u een onderzoeksstrategie opstelt voor een **waterbodemonderzoek**, onderzoekt u het hele gebied dat werd aangewezen door de Vlaamse Regering.

Afhankelijk van de lengte en de kenmerken van de te onderzoeken waterloop, kunt u de waterloop en zijn oevers onderverdelen in **deelgebieden**. Deze deelgebieden worden gekenmerkt door bijvoorbeeld:

- hetzelfde bestemmingstype;
- hetzelfde landgebruik;
- het samen voorkomen van bepaalde verontreinigingen;
- het voorkomen van verontreiniging gerelateerd aan een bepaalde bron of bronnen;
- gelijkaardige graad van verontreiniging;
- kenmerken van de waterloop (bijvoorbeeld natuurlijke loop afgewisseld met verstevigde oevers);
- al dan niet aanwezigheid van oeverdeponie;
- graad van sedimentatie;
- invloed van verschillende verontreinigingsbronnen;
- gebieden stroomopwaarts/stroomafwaarts van een RWZI;
- samenvloeien van verschillende waterlopen.

9.3.1 Strategie voor onderzoek van de waterbodem

De locaties van de staalnamepunten kiest u op basis van:

- de ligging van de potentiële verontreinigingsbronnen in het onderzoeksgebied
- het gebruik, de ligging en de graad van sedimentatie
- De ligging van overstorten, slibvangen, zandvangen
- De ligging van de zijlopen
- erosiegevoelige zones
- het drainerende of irrigerende karakter
- historische gegevens;
- luchtfoto's;
- topografie;
- landgebruik;
- toegankelijkheid;
- ...

U zorgt voor een goede ruimtelijke spreiding van de waterbodemstalen in het te onderzoeken gebied.

U bepaalt de dikte van het sediment (slibdikte) op de meest relevante plaatsen in de waterloop.

U brengt seizoenale variaties in kaart als hierover gegevens beschikbaar zijn.

U onderzoekt of de waterloop onderhevig is aan getijdenwerking.

U controleert de waterbodem stroomopwaarts van het onderzoeksgebied of de lozingspunten. Dit doet u om eventuele verontreiniging stroomopwaarts te detecteren en om achtergrondwaarden voor de verdachte stoffen vast te leggen.

Voor **brede niet-lineaire wateroppervlakken en lineaire waterlopen breder dan 30 meter** breedte verdeelt u het onderzoeksgebied in een raster. In het midden van elk vak neemt u een staal.

9.3.2 Strategie voor onderzoek van de oevers en overstromingsgebieden

U onderzoekt de oevers en overstromingsgebieden door staalname van de bodem in transecten loodrecht op de waterloop. U kiest deze transecten op basis van:

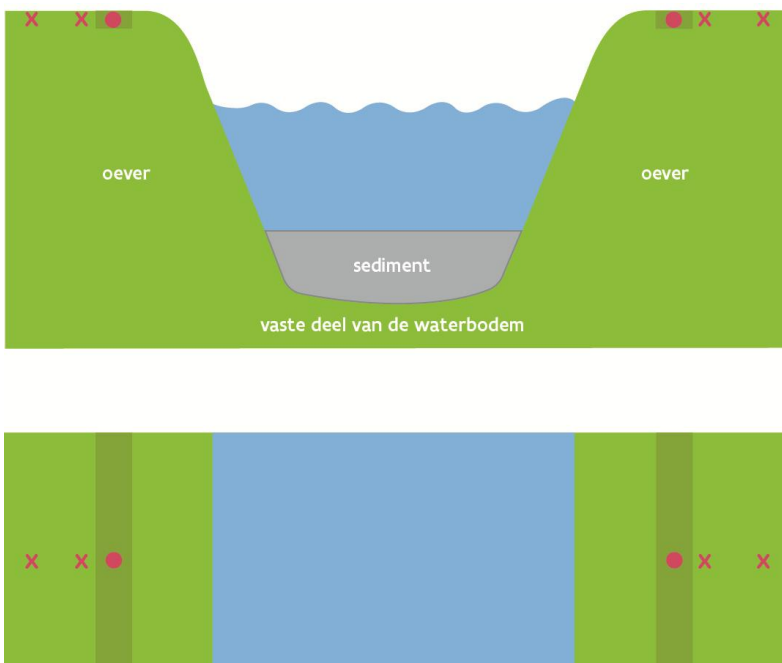
- historische gegevens;
- luchtfoto's;
- topografie;
- landgebruik;
- toegankelijkheid;
- ...

en zorgt voor een goede ruimtelijke spreiding van de transecten in het te onderzoeken gebied.

Vaak is het aangewezen om de transecten te kiezen op de oevers ter hoogte van de waterbodemplaten.

Per transect kiest u zowel op de linker- als de rechteroever minstens drie bemonsteringslocaties, op verschillende afstanden. Deze afstanden bepaalt u op basis van de dimensies van de waterloop en het verwacht verspreidingspatroon. U neemt op elke oever minstens één staal vlakbij de waterloop, in de vijfmeterzone.

Per bemonsteringslocatie neemt u minstens een staal van de meest verdachte bodemlaag, meestal is dat de bodemtoplaag.



Figuur 6: staalnames op oevers en in overstromingsgebieden

9.3.3 Onderzoek van het grondwater

9.3.3.1 Relatie grondwater - waterloop

Het is belangrijk dat u de interactie begrijpt tussen de waterloop en het grondwater. U gaat na of de waterloop drainerend of infiltrerend werkt (dit kan soms beide zijn, door seizoensale schommelingen) om de interactie tussen beide in beeld te brengen.

9.3.3.2 Grondwater op oevers

Het grondwater onderzoekt u minstens aan:

- de lozingspunten;
- de meest verdachte locaties op basis van de analyseresultaten van de (water)bodem.

9.3.4 Onderzoek van zijlopen

Op basis van de voorstudie maakt u een onderscheid tussen verdachte zijlopen en onverdachte zijlopen. Verdachte zijlopen zijn zijlopen waarop industriële lozingen plaatsvinden of plaatsvonden, zijlopen waar een calamiteit is gebeurd of waar al verontreiniging werd vastgesteld.

9.3.5 Onderzoek van andere oppervlaktewaterlichamen in contact met de waterloop

Als er een ander oppervlaktewaterlichaam (ander dan een zijloop) in verbinding staat met de te onderzoeken waterloop, onderzoekt u of dit waterlichaam verontreinigd is.

Voorbeelden van zulke waterlichamen zijn vijvers in overstromingsgebied, grachten in overstromingsgebied, verlaten meanders,

Als er ter hoogte van de verlaten meander of oorspronkelijke bedding een (historische) activiteit aanwezig was toen de waterloop nog een andere loop kende, onderzoekt u ook de oorspronkelijke bedding van de waterloop en de oevers.

9.3.6 Onderzoek als niet op de onderzoekslocatie kan geboord worden

Is het niet mogelijk om een waterbodemstaal te nemen in de te onderzoeken zone? Doe dan de nodige inspanningen om een zo representatief mogelijk staal te nemen van de waterbodem via inspectieputten, oeverstaal, Uiteraard moet de veiligheid van de monsternemer gegarandeerd blijven.

9.3.7 Onderzoek van diepere lagen

Historische lozingen kunnen verontreiniging hebben veroorzaakt die inmiddels is afgedekt door minder of niet verontreinigd sediment. In dat geval beschouwt u de diepere sedimentlaag als de meest verdachte laag. Ook bij historische ruiming houdt u er rekening mee dat diepere lagen van oeverdeponie meer verdacht kunnen zijn dan de oppervlakkige lagen.

9.3.8 Onderzoek van overwelfde waterlopen

U neemt stalen zo dicht mogelijk bij de toegangsopeningen. Wanneer u in de overwelfing zou gaan, volgt u de veiligheidsmaatregelen voor het werken in besloten ruimten.

9.4 TE ONDERZOEKEN PARAMETERS

U analyseert alle **waterbodemstalen** op:

Het standaardanalysepakket waterbodem:

- zware metalen (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn);
- minerale olie;
- polychloorbifenylen (PCB's);
- Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's);
- Organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's) – het pakket beschreven in CMA/3/Y;
- klei, organisch materiaal en pH-KCl;

De relevante verdachte stoffen voor waterbodem op basis van de huidige en voormalige risico-activiteiten.

Voor de bepaling van de verdachte stoffen voor waterbodem volgt u de volgende werkwijze:

- U lijst de bronnen van informatie rond verdachte stoffen op, milieuvergunningen, productinformatie, ...
- U lijst de stoffen die in het productieproces worden ingezet op, zowel grondstoffen als tussenproducten, afvalstoffen, ...
- U evalueert en motiveert per stof de noodzaak tot opname in het bodemonderzoek.
- U evalueert de noodzaak tot analyse van elke verdachte stof op de waterbodem.

Voor de bepaling van PFAS volgt u de meest recente versie van de richtlijnen voor onderzoek naar PFAS.

De **bodem** (oever) en het **grondwater** analyseert u voor de uitgebreide standaardanalysepakketten voor respectievelijk bodem en grondwater en de verdachte stoffen.

10 INTERPRETATIE EN EVALUATIE

U interpreteert de analyseresultaten. Hou daarbij rekening met de geldende procedures voor het onderzoek dat u uitvoert.

10.1 TOETSINGSKADER

Waterbodemresultaten toetst u aan de triggerwaarden, voor zover die beschikbaar zijn. Dit geldt zowel voor de sedimentlaag als voor het vaste deel van de waterbodem. De triggerwaarden vindt u als BIJLAGE 4: Overzicht triggerwaarden. Achtergrondinformatie hierbij vindt u in de studie 'Sediment triggerwaarden voor

verder onderzoek', opgemaakt door de Universiteit Antwerpen. Deze studie vindt u op de website van de OVAM (www.ovam.vlaanderen.be).

Bij overschrijding van de triggerwaarde voert u een toetsing Duidelijke Aanwijzing voor een Ernstige Waterbodemonverontreiniging (DAEW) uit volgens hoofdstuk 11.

De analyseresultaten voor bodem toetst u aan de richtwaarde en de bodemsaneringsnorm voor het bestemmingstype van het gebied waarin de bodem zich bevindt.

Als er geen bodemsaneringsnormen of triggerwaarden beschikbaar zijn voor de verdachte stoffen die u onderzoekt, ontwikkelt u zelf toetsingswaarden. U doet dit volgens de richtlijnen in "De basisinformatie voor risico-evaluaties deel 1: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden."

Regionale achtergrondwaarden stelt u vast door analyse van de waterbodemonstroomopwaarts van het onderzoeksgebied of de lozingspunten.

10.2 BRONNEN VAN DE VERONTREINIGING

Voor elke parameter die de triggerwaarde in de waterbodemon of de richtwaarde op oevers en dijken overschrijdt, bepaalt u de bron(nen) van de verontreiniging en de periode wanneer de verontreiniging tot stand kwam.

10.3 EVALUATIE VAN DE ANALYSERESULTATEN

U gaat na of de resultaten representatief zijn. U stelt zichzelf hiervoor de volgende vragen:

- Is het sediment afkomstig van een zone waar het verontreinigd sediment zich accumuleert of is er kans dat het afkomstig is van een geërodeerde zone?
- Is de zone waaruit het monster werd genomen voldoende representatief om de beïnvloeding van de potentiële verontreinigingsbron in beeld te brengen?
- Was het technisch mogelijk om het sediment te onderscheiden van de onderliggende vaste waterbodemon of werd een mengstaal van beide lagen gemaakt?
- ...

Op basis van deze evaluatie, de toetsing van de analyseresultaten aan de triggerwaarden en de eventuele uitkomst van de methodiek 'DAEW', schrijft u uw besluit voor de waterbodemonverontreiniging.

Voor de evaluatie van de verontreiniging op oevers, dijken en in overstromingsgebieden, gebruikt u de methodiek 'DAEB'.

Wanneer er door herinrichtingswerken (bv. vernattingsprojecten) bepaalde zones langsheen de onderzochte waterloop tijdelijk of permanent onder water komen te staan, of natte zones komen door de werken droog te

staan, gaat u na of dit een impact kan hebben op de aanwezige verontreiniging. Indien nodig stelt u gepaste maatregelen voor.

11 METHODOLOGIE DUIDELIJKE AANWIJZING VOOR ERNSTIGE BODEMVERONTREINIGING WATERBODEM (DAEW)

U doorloopt deze methodologie als in de verkennende fase een overschrijding van de triggerwaarde wordt vastgesteld voor één of meerdere parameters.

Ook als er een verhoogde waarde (hoger dan detectielimiet) wordt vastgesteld voor een parameter waarvoor er geen triggerwaarde beschikbaar is, past u deze methodologie toe.

11.1 STROOMSCHEMA

De toetsing wordt weergegeven in tabel 10. Ze bestaat uit vier grote blokken:

Blok 1: verontreiniging;

Blok 2: landgebruik;

Blok 3: verspreiding;

Blok 4: andere criteria.

Per blok toetst u aan verschillende beslissingscriteria. Deze criteria worden verder in detail toegelicht.

Tijdens het doorlopen van de verschillende blokken maakt u een evaluatie van de waterbodemverontreiniging op basis van de gemeten concentraties, de kenmerken van de plaats waar de verontreiniging is vastgesteld en het risico op verspreiding van de verontreiniging. In blok 4 kunt u nog andere aanwijzingen in rekening brengen.

U kent een score toe aan elk criterium. De score is een maat voor de ernst van de waterbodemverontreiniging.

Na het doorlopen van de toetsing, maakt u de som van de scores:

Bij een som < 250, is er geen DAEW als gevolg van de waterbodemverontreiniging;

Bij een som \geq 250, is er een DAEW als gevolg van de waterbodemverontreiniging.

Als u na het doorlopen van blok 1 vaststelt dat de som van de scores voor de criteria al groter is dan 350, kunt u beslissen om de overige blokken niet te doorlopen. In dat geval besluit u dat er een DAEW is als gevolg van de waterbodemverontreiniging.

Bepaling Duidelijke Aanwijzing Ernstige Waterboderverontreiniging (DAEW)		
Blok 1	Verontreiniging	Voorstel
1.1	Hoeveel parameters overschrijden de triggerwaarden? <input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> >1 en < 5 <input type="checkbox"/> ≥ 5	0 50 100
1.2	Wat is de hoogste overschrijdingsfactor van de triggerwaarde? <input type="checkbox"/> < 2 <input type="checkbox"/> < 2 en < 5 <input type="checkbox"/> > 5 en < 10 <input type="checkbox"/> ≥ = 10	10 50 100 250
SOM BLOK 1		
Blok 2	Landgebruik	
2.1	Is er een kans op humaan contact met de aanwezige waterboderverontreiniging? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> neen	50 0
2.2	Wat is het ruimtegebruik ter hoogte van de vastgestelde waterboderverontreiniging? <input type="checkbox"/> Natuurgebied <input type="checkbox"/> Agrarisch gebied <input type="checkbox"/> Wonen <input type="checkbox"/> Recreatie <input type="checkbox"/> Bedrijf	75 50 75 100 0
2.3	Is het gebied, waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, gelegen in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> neen	100 0
2.4	Is het gebied, waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, gelegen in biologisch waardevol gebied? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> neen	100 0
SOM BLOK 2		
Blok 3	Verspreiding	
3.1	Is de zone, waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, aangeduid als overstromingsgevoelig gebied? <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> neen	75 0
3.2	Werd het verontreinigd sediment op de oever gedeponeerd? <input type="checkbox"/> neen, er werd geen sediment gedeponeerd <input type="checkbox"/> ja, maar uit onderzoek blijkt dat de opgehoogde oever niet verontreinigd is <input type="checkbox"/> ja, en uit onderzoek blijkt dat de opgehoogde oever verontreinigd is <input type="checkbox"/> ja, er werd geen onderzoek uitgevoerd t.h.v. de opgehoogde oever <input type="checkbox"/> geen gegevens beschikbaar omtrent het al dan niet deponeren van sediment	0 0 50 50 50
SOM BLOK 3		
Blok 4	Andere criteria	
4.1	Er wordt visueel verontreiniging vastgesteld tijdens de staalname	50
4.2	Het betreft een kunstmatig waterlichaam	-50
4.3	Er is reeds verspreiding van de verontreiniging van de waterbodern naar het grondwater vastgesteld	50
4.4	In het oppervlaktewater worden voor dezelfde parameters de MKN overschreden	50
4.5	Andere aanwijzingen	50/-50
SOM BLOK 4		
TOTAAL		

Tabel 11: Duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterboderverontreiniging

11.1.1 Blok 1: Verontreiniging

Criterium 1: Hoeveel parameters overschrijden de triggerwaarde?

U maakt de som van het aantal parameters dat de triggerwaarde overschrijdt. Dit doet u voor de individuele parameters, niet voor de parametergroepen.

Voorbeeld: de concentraties van benzo(a)pyreen, acenafteen, lood en nikkel overschrijden de triggerwaarde. Het antwoord voor criterium 1.1 is 4.

Als er geen triggerwaarde beschikbaar is voor de parameter dan vergelijkt u de concentratie in eerste instantie met beschikbare buitenlandse normen, als die beschikbaar zijn. Vermeld in welk land deze norm gehanteerd wordt en wat de bron is van deze waarde. In tweede instantie vergelijkt u de gemeten concentratie met een referentiewaarde, als die beschikbaar is. Een referentiewaarde is de concentratie die op een referentielocatie wordt vastgesteld, bijvoorbeeld stroomopwaarts van de verdachte zone. Ook in dit geval licht u toe hoe u tot deze waarde komt.

Criterium 2: Wat is de hoogste overschrijdingsfactor van de triggerwaarde?

Voor elke individuele parameter die de triggerwaarde overschrijdt, bepaalt u de overschrijdingsfactor (OF) als volgt:

$$OF = C_{iwb} / \text{triggerwaarde}$$

waarbij:

OF = overschrijdingsfactor

C_{iwb} = maximale gemeten concentratie aan parameter i in de waterbodem

De hoogste overschrijdingsfactor is de uitkomst van criterium 1.2.

Als er geen triggerwaarde beschikbaar is voor de parameter dan vergelijkt u de concentratie in eerste instantie met buitenlandse normen, als die beschikbaar zijn. Vermeld in welk land deze norm gehanteerd wordt en wat de bron is van deze waarde. In tweede instantie vergelijkt u de gemeten concentratie met een referentiewaarde, als die beschikbaar is. Een referentiewaarde is de concentratie die in op een referentielocatie wordt vastgesteld, bijvoorbeeld stroomopwaarts van de verdachte zone. Ook in dit geval licht u toe hoe u tot deze waarde komt.

11.1.2 Blok 2: Landgebruik

Criterium 1: is er een kans op humaan contact met de aanwezige waterbodemverontreiniging?

U beoordeelt de kans dat de mens in contact komt met de verontreinigde waterbodem. U evalueert het risico op dermaal contact met de verontreinigde waterbodem (en dus niet met het eventueel verontreinigd oppervlaktewater).

U motiveert uw besluit aan de hand van een terreinbezoek, gestaafd met foto's. U kunt de opdrachtgever of omwonenden aanspreken om de situatie beter te beoordelen. U beoordeelt de kans op humaan contact voor deze zones:

- het lozingspunt (bronperceel, als dit van toepassing is);
- de zone waar de waterbodemonreiniging is vastgesteld;
- het perceel net stroomafwaarts van het perceel waar de waterbodemonreiniging is vastgesteld.
- U gaat na in welke mate deze zones toegankelijk zijn voor mensen, waardoor contact met de waterbodemonreiniging mogelijk is. U houdt hierbij rekening met de reële situatie.

U gaat na of:

- De waterloop gelegen is naast een wandel- of fietspad, in een natuurgebied, of grenst aan een woonzone (of tuinen van huizen); evalueer dan hoe gemakkelijk de waterloop kan betreden worden.
Bijvoorbeeld:
 - o Is er een constructie, bijvoorbeeld een reling, aanwezig die de toegang verhindert?
 - o Is er een significant hoogteverschil tussen de oever en de waterloop?
 - o Wat is de hellingsgraad van het talud?
- Er in de zomer gezwommen wordt in de waterloop en hoe diep het water is.
- Er gevist wordt op de waterloop, of er andere watersporten uitgeoefend worden (bijvoorbeeld kajak, kano, suppen).

Criterium 2: Wat is het ruimtegebruik ter hoogte van de waterbodemonreiniging?

U bepaalt wat het werkelijke ruimtegebruik is op beide oevers van de waterloop in de zone van de waterbodemonreiniging en op beide oevers ter hoogte van het aanpalend, stroomafwaarts gelegen perceel (ten opzichte van de waterbodemonreiniging).

U evalueert dit in eerste instantie op basis van de ruimteboekhouding RSV. Wanneer uit uw terreinbezoek, of uit gesprekken met de opdrachtgever of omwonenden blijkt dat het reële gebruik afwijkt van de ruimteboekhouding RSV, gebruikt u die gegevens in uw beoordeling.

Wanneer er in de zone met waterbodemonreiniging, of onmiddellijk stroomafwaarts ervan gevist of gesport wordt, hanteert u het ruimtegebruik 'recreatie'.

Criterium 3: Is het gebied waar de waterbodemonreiniging is vastgesteld, gelegen in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater?

U bepaalt of de zone waar waterbodemonreiniging is vastgesteld of het aanpalende perceel stroomafwaarts in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater ligt. U raadpleegt hiervoor de 'stroomgebiedsbeheerplannen'.

criterium 4: Is het gebied waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, gelegen in biologisch waardevol gebied?

U bepaalt of de zone waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, of het aanpalende perceel stroomafwaarts in biologisch waardevol gebied gelegen is. U raadpleegt hiervoor de biologische waarderingskaart.

11.1.3 Blok 3: Verspreiding

criterium 1: Is de zone waar de waterboderverontreiniging is vastgesteld, aangeduid als overstromingsgevoelig gebied?

U bepaalt of de zone waar waterboderverontreiniging is vastgesteld of het aanpalende perceel stroomafwaarts in overstromingsgevoelig gebied ligt. U raadpleegt hiervoor de kaart 'Overstromingsgevoelige gebieden - fluviaal in Vlaanderen'.

criterium 2: Werd het verontreinigd sediment op de oever gedeponed?

U beoordeelt op basis van uw terreinbezoek, gesprekken met de opdrachtgever en omwonenden en historisch onderzoek of er verontreinigd sediment op de oever is gedeponed. Als u weet of vermoedt dat er oeverdeponie aanwezig is, kunt u in deze fase de oevers al onderzoeken. De beoordeling van de analysesresultaten voor de oevers, gebeurt volgens de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

11.1.4 Blok 4: Andere criteria

criterium 1: Er wordt visueel verontreiniging vastgesteld tijdens de bemonstering.

Als u tijdens de staalname van de waterbodem visueel verontreiniging vaststelt (bijvoorbeeld een oliefilm, chemische geur, asbestfragmenten), dan verhoogt u de score met '+50'.

criterium 2: Het betreft een kunstmatig waterlichaam.

Als de onderzochte waterloop een kunstmatig waterlichaam is (bijvoorbeeld een kanaal, dok, zandwinningsput), verlaagt u de score (-50).

criterium 3: Er is verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem naar het grondwater vastgesteld.

Als er verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem naar het grondwater is vastgesteld, verhoogt u de score met '+50'.

criterium 4: In het oppervlaktewater wordt voor dezelfde parameter de milieukwaliteitsnorm (MKN) overschreden.

Wanneer er oppervlaktewaterverontreiniging is vastgesteld met dezelfde parameter(s) als in de waterbodem, en de concentraties overschrijden de MKN, verhoogt u de score met '+50'.

Om dit criterium te beoordelen, raadpleegt u alle beschikbare informatie, zoals de gegevens van de waterloopbeheerder.

Criterium 5: Andere aanwijzingen

We kunnen niet alle criteria voor het bepalen van de DAEW in een eenvoudige methodologie verwerken. Daarom voegen we het criterium 'Andere aanwijzingen' toe. U kan hiervoor de score '+50' of '-50' toekennen. Enkele voorbeelden wanneer u een score '+50' toekent:

- Het verontreinigd sediment heeft zich stroomafwaarts verspreid en het risico op verspreiding is nog steeds aanwezig.
- U stelt een zintuiglijk waarneembaar effect vast dat gerelateerd is aan de aanwezige waterbodemonverontreiniging.
- Het oppervlaktewater is verontreinigd en wordt gebruikt als drenk- of sproeiwater.
- Er staan dieren op de oever van de verontreinigde waterloop die in contact kunnen komen met het sediment.
- De biologische waarde van het gebied is zichtbaar veel slechter dan wat op de biologische waarderingskaart wordt weergegeven.

Ook andere criteria kunnen leiden tot een score '+50'. Wanneer u de score met 50 verhoogt, motiveert u dit.

Enkele voorbeelden wanneer u een score '-50' toekent:

- De verontreiniging is regionaal.
- De waterbodemonverontreiniging is volledig afgeperkt en zeer beperkt in omvang.

U heeft gegevens van VMM of een andere waterloopbeheerder waaruit u besluit dat er geen DAEW is.

Ook andere criteria kunnen leiden tot een score '-50'. Wanneer u de score met 50 verlaagt, motiveert u dit.

12 VEILIGHEIDSMaatregelen EN VOorzorgsmAatregelen

Vindt u op basis van terreinwaarnemingen, analyseresultaten, risico-evaluatie, ... dat er veiligheids- of voorzorgsmaatregelen nodig zijn om de mens of het milieu tijdelijk te beschermen tegen de gevaren van de verontreiniging? Bezorg deze bevindingen dan aan de OVAM. U motiveert uw standpunt en geeft aan of de maatregelen onmiddellijk en in afwachting van de bodemsaneringswerken moeten uitgevoerd worden. U evalueert de noodzaak aan voorzorgs- of veiligheidsmaatregelen volgens de methodieken die hiervoor zijn beschreven in de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek en de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek.

U evalueert de noodzaak aan voorzorgs- of veiligheidsmaatregelen tijdens het volledige proces van uitvoering van het bodemonderzoek én onmiddellijk na elke ontvangst van nieuwe analyseresultaten of bij nieuwe waarnemingen. Bij onmiddellijk gevaar (bijvoorbeeld een explosiegevaar) zijn er veiligheidsmaatregelen nodig. U meldt deze meteen aan de OVAM. Zijn de maatregelen tijdelijk en in afwachting van verder onderzoek of van de bodemsaneringswerken? Dan stelt u voorzorgsmaatregelen voor.

U meldt de noodzaak tot voorzorgsmaatregelen binnen een periode van 30 dagen na de vaststelling aan de OVAM. De exploitanten, gebruikers of eigenaars van de verontreinigde gronden kunnen onder uw leiding voorzorgsmaatregelen voorstellen aan de OVAM.

13 BEOORDELING

U evalueert de onderzoeksresultaten volgens de richtlijnen in de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

DEEL 4: UITVOERING AFPERKENDE FASE

14 DOEL VAN DE AFPERKENDE FASE

In de afperkende fase van het waterbodemonderzoek, of in het beschrijvend bodemonderzoek voor waterbodemonverontreiniging, wordt de ernst van de (water)bodemverontreiniging bepaald.

Onderstaande richtlijnen zijn in eerste instantie van toepassing voor beschrijvende bodemonderzoeken voor onbevaarbare waterlopen en voor waterbodemonderzoeken. Gelet op de complexiteit voor bevaarbare waterlopen, worden na afstemming met de betrokken waterloopbeheerders meer specifieke modaliteiten opgenomen voor het uitvoeren van beschrijvende bodemonderzoeken.

U verzamelt de gegevens om een uitspraak te kunnen doen over de locatie en de omvang van de verontreiniging.

U brengt de verontreiniging in de waterloop horizontaal en verticaal in kaart en onderzoekt de omgeving die door de waterloop kan beïnvloed worden.

U bepaalt welke gronden verontreinigd zijn.

U berekent het volume van de verontreiniging en de theoretische vuilvracht.

U voert een risico-evaluatie uit op basis van het conceptueel sitemodel.

U gaat na of er (water)bodemsanering nodig is.

U gaat na of er voorzorgsmaatregelen, veiligheidsmaatregelen of gebruiksadviezen nodig zijn in afwachting van de bodemsaneringswerken.

U besteedt hierbij aandacht aan:

- de afperking van de verontreiniging stroomopwaarts en stroomafwaarts, rekening houdend met geruimde zones en geërodeerde zones;
- de afperking van de verontreiniging in de diepte;
- de controle van het overstromingssediment in de oeverzone en het overstromingsgebied.

Het onderzoek wordt niet begrensd door de grenzen van de waterloop of door administratieve grenzen maar door de verspreiding van de verontreiniging. De verontreiniging moet ook worden afgeperkt:

- op de oevers;
- in de overstromingsgebieden;
- in de zijlopen en hun oevers;
- in het grondwater.

U onderzoekt ook:

- het zwevend of salterend sediment;
- het poriewater;
- de bron van de verontreiniging;
- de kwaliteit van het oppervlaktewater;
- ...

Stelt u tijdens het onderzoek andere verontreiniging vast die niet het onderzoeksobject is? Vermeld ook deze verontreiniging in het onderzoek.

U werkt de onderzoeksstrategie uit op basis van historisch onderzoek en een degelijk terreinbezoek. Hierbij besteedt u bijzondere aandacht aan:

- de bronnen van verontreiniging: Zijn alle bronnen gekend?
- grachten in verbinding met de waterloop en zijlopen;
- oude meanders;
- ...

15 BIJKOMENDE VOORSTUDIE

U vult de voorstudie uit de verkennende fase aan met de informatie hieronder.

15.1 IDENTIFICATIE VAN DE ONDERZOCHE GRONDEN

U verzamelt u de informatie over de bijkomende onderzochte gronden.

Bijkomend beschrijft u de administratieve gegevens over bijkomende waterlopen (zijlopen) die worden onderzocht in de afperkende fase.

15.2 ALGEMENE KENMERKEN VAN DE WATERLOOP

Type	Korte beschrijving	Bron
Strahler-orde	De Strahler-orde is een maat voor de vertakkingsgraad van een waterloop. Hoe hoger deze waarde, hoe meer zijlopen er in deze waterloop uitmonden.	waterbodemverkenner
Relevante beschoeiingen		
Kwaliteitsdoelstelling van het oppervlaktewater		DuLo-waterplannen Waterhuishoudplannen
Structuur	Maat voor de morfologische variatie en dus van het zelfreinigend vermogen van een waterloop. De waarde is afhankelijk van de meandering, stroomkuilenpatroon en de aanwezigheid van holle oevers. <ul style="list-style-type: none">- Zeer waardevol (B1, S1, R1)- Waardevol (B2, S2, R2)	Deelbekkenplannen VMM

	<ul style="list-style-type: none"> – Matig (B3, S3, R3) – Slecht (B4, S4, R4) – Zeer slecht (B5, S5, R5) – Kanaal (kan) – Drooggevallen (polderwaterloop) – Geen gegevens (gi) 	
Geplande projecten	Geplande projecten die een impact kunnen hebben op de waterloop	Waterloopbeheerder en gemeenten
Waterbeheersings- en zuiveringsinfrastructuur		Waterloopbeheerder
Waterhuishouding (incl. stromingspatroon, stroomsnelheid enz.)	Meetreeksen van debieten of afvoer karakteristiek, doorstroomprofiel, bemalen en inlaten van oppervlaktewater, spuien, aanwezigheid van overstorten, interactie met het rioleringsstelsel, ...	Waterloopbeheerder
Hydrologie en hydromorfologie	<ul style="list-style-type: none"> – Drainerend/infiltrerend als gekend – Mogelijke fluctuaties afhankelijk van het getij – als gekend 	Waterloopbeheerder

Tabel 12: Algemene karakteristieken waterloop

15.3 OVERSTROMINGSGEBIEDEN

Door overstroming van waterlopen en verontreinigd sediment dat zich afzet in overstromingsgebieden, kan verontreiniging zich verspreiden buiten de oevers van de waterloop. Het is dan ook belangrijk om deze verontreiniging in kaart te brengen. U vindt de fluviale overstromingskaart in de waterbodemonkenner.

15.4 ZIJLOPEN

Tijdens de afperkende fase besteedt u extra aandacht aan de zijlopen. U onderscheidt verdachte zijlopen en onverdachte zijlopen. Verdachte zijlopen zijn zijlopen waarop industriële lozingen plaatsvinden of plaatsvonden, waar een calamiteit is gebeurd of waar al verontreiniging werd vastgesteld.

Voor de verdachte zijlopen brengt u alle huidige en voormalige lozers, calamiteiten en de verdachte stoffen in kaart.

16 ONDERZOEKSSTRATEGIE

16.1 ALGEMENE DOELSTELLING

De bemonsteringsstrategie in de afperkende fase is afhankelijk van het doel van het onderzoek.

De afperkende fase van een **decretaal waterbodemonderzoek** gaat uit van de verontreiniging of verontreinigingen die werd of werden vastgesteld tijdens de verkennende fase. In een decretaal waterbodemonderzoek onderzoekt u alle verontreinigingen waarvoor uit de verkennende fase blijkt dat ze een duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging vormen, ongeacht de bron van de verontreiniging.

Als u een **beschrijvend bodemonderzoek** uitvoert van een waterbodemonverontreiniging, gerelateerd aan een bepaalde exploitatie, focust u vooral op de verspreiding van de verontreiniging stroomafwaarts van het lozingspunt, de exploitatie, of het punt waar de verontreiniging in de waterloop terecht kwam. In een beschrijvend bodemonderzoek werkt u gefaseerd. Het afperkend onderzoek start bij het lozingspunt en de verontreiniging wordt gefaseerd afgeperkt stroomafwaarts van het lozingspunt of het punt waar de verontreiniging in de waterloop terecht kwam. U voorziet ook minstens één staal stroomopwaarts van het lozingspunt. U voert het beschrijvend bodemonderzoek uit volgens de richtlijnen in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

Hiaten uit de verkennende fase van het waterbodemonderzoek neemt u op in de afperkende fase. Als er na de verkennende fase nog relevante informatie beschikbaar werd gesteld, verwerkt u die ook in het waterbodemonderzoek.

Als u meerdere verontreinigingsbronnen en verontreinigingen heeft vastgesteld, kunnen die verspreid over de waterloop voorkomen.

U voert de afperkende fase van het waterbodemonderzoek uit volgens de principes van de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

16.2 STRATEGIE VOOR ONDERBOUWING VAN HET CONCEPTUEEL SITEMODEL

16.2.1 De oorsprong van de verontreiniging

Voor elke verontreiniging gaat u de oorsprong na.

16.2.2 De omvang van de verontreiniging

De afperking is erop gericht om de omvang van de verontreiniging in kaart te brengen, de verontreinigde gronden te identificeren en per grond een uitspraak te doen. De omvang wordt bepaald in het horizontale en

het verticale vlak. U neemt de waterbodestalen en plaatst de boringen en de peilbuizen zo dat u op basis van de analyseresultaten de iso-concentratielijnen kan weergeven.

U gaat na of er een concentratiegradiënt aan verontreinigende stoffen aanwezig is, zowel horizontaal als verticaal en zowel in de waterbodem als op de oevers, dijken en in de overstromingsgebieden.

U houdt rekening met de specifieke eigenschappen van de verontreiniging. U besteedt de nodige aandacht aan de aanwezigheid van een smeerzone in de bedding van de waterloop.

Iso-concentratielijnen

Voor elke onderzoeksplichtige parameter waarvoor het saneringscriterium voor het uitvoeren van een beschrijvend bodemonderzoek werd overschreden, bepaalt u de horizontale en verticale omvang door de volgende iso-concentratielijnen:

- voor genormeerde parameters: de richtwaarde en de bodemsaneringsnorm;
- voor niet genormeerde parameters: de toetsingswaarde “richtwaarde” en de toetsingswaarde “bodemsanering”;
- voor de waterbodem: de triggerwaarde;
- een contourlijn voor puur product, drijfslag en de zaklaag als dat relevant is.

De stalen van het vaste deel van de aarde, het grondwater en de waterbodem worden zodanig genomen dat u deze iso-concentratielijnen kan intekenen. U verduidelijkt in het rapport op basis van welke gegevens u deze contour heeft bepaald.

Zijn er meerdere bestemmingstypes op de onderzoekslocatie aanwezig? Maak dan een opdeling van de omvang van de verontreiniging per bestemmingstype op basis van de bijhorende bodemsaneringsnorm.

Gaat het gebruik van het terrein met zekerheid wijzigen naar een bestemmingstype met een strengere bodemsaneringsnorm (bijvoorbeeld door een goedgekeurd ruimtelijk uitvoeringsplan of plannen van projectontwikkelaar)? Dan moet u de iso-concentratielijnen intekenen voor dit potentieel gebruik.

16.2.3 Gegevens voor de risico-evaluatie

Voor de ondersteuning van de risico-evaluatie kan het nuttig zijn om door gerichte metingen na te gaan welke transport- en blootstellingsroutes significant zijn. Bijvoorbeeld door uitloogproeven, luchtmetingen, bodemluchtmetingen, bepalen van flux en verplaatsing van de verontreinigingsvracht, drinkwatermetingen, gewasmetingen, stalen van de toplaag, analyse van poriewater, ecotoxicologische tests, ...

16.3 UITVOERING

Het CMA is van toepassing voor de uitvoering van de veldwerkzaamheden en de analyses.

De stalen worden geanalyseerd op de verontreinigingsparameters, hun relevante afbraakproducten en toeslagstoffen.

16.3.1 Uitspraak per perceel

De onderzoeksstrategie moet toelaten om voor elk perceel of openbaar domein waarop de verontreiniging aanwezig is een uitspraak te doen volgens de doelstelling van het waterbodemonderzoek resp. het beschrijvend bodemonderzoek.

De omvang van de verontreiniging bepaalt voor welke percelen er een uitspraak moet worden geformuleerd. U bepaalt met voldoende onderbouwing of er op het perceel een verontreiniging aanwezig is. Blijkt uit een risico-evaluatie dat er een ernstige bodemverontreiniging aanwezig is? Dan kan het nodig zijn om gerichte analyses uit te voeren in functie van het bodemgebruik.

16.3.2 Onderzoek van de waterbodem

U bemonstert en analyseert de waterbodem volgens de richtlijnen in hoofdstuk **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..**

16.3.3 Bemonstering en analyse oevers en overstromingsgebieden

16.3.3.1 Reguliere bemonstering en analyses

U onderzoekt de oevers en overstromingsgebieden volgens de richtlijnen in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek (voor bodems).

16.3.3.2 Alternatieve technieken

Het is toegestaan om andere technieken dan de standaardtechnieken te gebruiken.

Om te kunnen toetsen aan het normeringskader blijft een validatie van de resultaten door standaardtechnieken nodig.

Voorbeeld

Een voorbeeld van een alternatieve onderzoekstechniek is röntgen fluorescentie spectrometrie (XRF). Met XRF bepaalt u het gehalte aan zware metalen in de toplaag van het vaste deel van de aarde. Met de draagbare XRF-scanner werkt men snel, nauwkeurig en niet-destructief.

Met XRF bepaalt u zowel kwalitatief als kwantitatief de chemische samenstelling van de bodem. Bestraling van het bodemonster zorgt op atomair niveau voor de excitatie van een elektron. Het daaropvolgende terugvallen van een elektron uit een hogere schil, zorgt voor röntgenstraling waarvan de golflengte specifiek is voor een bepaald element. De intensiteit van de straling is evenredig met de concentratie van het bewuste element.

XRF kan worden toegepast voor onder meer vanadium, calcium, kalium, zink, lood, koper, arseen, rubidium, ijzer, mangaan, strontium, cadmium, barium, chroom.

Naast XRF, dat bruikbaar is voor zware metalen, zijn er nog andere alternatieve technieken die u kunt inzetten om een beter beeld te krijgen van de verontreiniging van waterbodems en oevers.

Als de chemische verontreiniging gecorreleerd is aan radiologische verontreiniging, kunt u gebruik maken van dosistempometingen om de oevers en het overstromingsgebied te screenen.

16.3.4 Onderzoek van oppervlaktewater

Oppervlaktewater bemonstert u zoals aangegeven in het CMA.1.A.11.

https://esites.vito.be/sites/reflabos/2021/Online%20documenten/CMA_1_A.11.pdf

16.3.4.1 Onderzoek van zwevend stof

Om de ecologische kwaliteit van het aquatisch systeem volledig in kaart te brengen, bepaalt u ook de verontreiniging op de zwevende stof.

De analyse van zwevende stof is belangrijk om verschillende redenen:

- Veel verontreinigingen zijn in het oppervlaktewater niet detecteerbaar door hun lage concentraties. Het meten van verontreiniging op zwevend stof is dan een goed alternatief. Dit geldt zeker voor polluenten die vooral gebonden zijn aan zwevende stof en aan waterbodem (bv. een aantal zware metalen).
- De sterke associatie van heel wat polluenten aan zwevende stof (en waterbodem) betekent dat de verspreiding, het transport en de (bio)beschikbaarheid van deze stoffen niet alleen kan beoordeeld worden op basis van bemonstering en analyse van het oppervlaktewater.
- De concentraties aan verontreiniging in zwevende stof kunnen vele malen hoger liggen dan in het oppervlaktewater.
- Zwevende stof kan als bron fungeren voor verontreiniging in het oppervlaktewater via allerlei fysicochemische (naleverings)processen.
- Toxicologisch onderzoek toont aan dat verontreinigd zwevend stof in extreme blootstellingscondities acute effecten kan veroorzaken aan micro-organismen, watervlooien en vissen.
- Door filtervoeding wordt de zwevende stof geconcentreerd en bestaat de kans dat de geadsorbeerde polluenten in het organisme terechtkomen, bioaccumuleren en de voedselketen besmetten.

Op basis van de kenmerken van de waterloop bepaalt u de locaties waar u het zwevende stof bemonstert. De doorstroomsnelheid van de waterloop bepaalt de potentiële kracht om sediment in suspensie te houden. De stroomsnelheid varieert wellicht over de lengte van het te onderzoeken traject, maar is ook niet hetzelfde over de hele dwarsdoorsnede van een waterloop. De stroomsnelheid varieert langsheen de breedte van de waterloop en neemt af met de diepte onder het wateroppervlak. Ga daarom ook na of het nuttig is meerdere stalen te nemen over de breedte van de waterloop en op verschillende dieptes.

16.3.4.2 Onderzoek van oppervlaktewater

Voor oppervlaktewater geldt de procedure WAC/III/D/002 uit het 'Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water'.

[Bepaling van vaste stoffen in suspensie. Methode door filtratie op glasvezelfilter \(vito.be\)](#)

16.3.5 Asbest

Als u asbest aantreft in de (water)bodem, onderzoekt u dit verder volgens de meest recente richtlijnen: <https://www.ovam.be/asbesthoudende-afvalstoffen-in-de-bodem>

16.4 STRATEGIE VOOR ONDERZOEK VAN DE WATERBODEM

16.4.1 Lineaire onderzoekslocaties

Een onderzoeksstrategie opstellen voor een **decretaal waterbodemonderzoek** is vaak complexer en dus minder eenduidig. U onderzoekt in dit geval het hele gebied dat werd aangewezen door de Vlaamse Regering.

In een **beschrijvend bodemonderzoek** werkt u gefaseerd. Het afperkend onderzoek start bij het lozingspunt en de verontreiniging wordt gefaseerd afgeperkt stroomafwaarts van het lozingspunt. U voorziet ook minstens één staal stroomopwaarts van het lozingspunt.

Als dat nog niet gebeurd is in de verkennende fase, kunt u de waterloop en zijn overstromingsgebied, afhankelijk van de lengte en de kenmerken van de te onderzoeken waterloop, onderverdelen in **deelgebieden**.

Als de waterbodemonverontreiniging niet horizontaal werd afgeperkt in de verkennende fase van het waterbodemonderzoek, voert u de stroomafwaartse afperking uit volgens dezelfde principes als beschreven in deel 2 – Verkennende fase.

Besteed zeker voldoende aandacht aan deze punten:

- U brengt alle potentiële verontreinigingsbronnen in het onderzoeksgebied in kaart, zo ook de verdachte stoffen gerelateerd aan die bronnen.
- U onderzoekt alle verdachte stoffen die relevant zijn voor een bepaald deelgebied.
- Naast de verdachte stoffen op zich onderzoekt u eventuele afbraakproducten, neerslagvorming, ...
- U selecteert de te onderzoeken zones die speciale aandacht verdienen op basis van het gebruik, de ligging en de graad van sedimentatie.
- U onderzoekt de oevers, dijken en de fluviale overstromingsgebieden.
- U onderzoekt de (water)bodem bij overstorten, slibvangen, zandvangen.
- U onderzoekt de zijlopen.
- U onderzoekt de oeverdeponie.
- U brengt de erosiegevoelige zones in kaart.
- U bepaalt het drainerende of irrigerende karakter van de waterloop.
- U bepaalt de dikte van het sediment (slibdikte) op de meest relevante plaatsen in de waterloop.
- U brengt seizoenselijke variaties in kaart.
- U onderzoekt of de waterloop onderhevig is aan getijdenwerking.
- U onderzoekt parameters als nutriënten, Fe, ... indien relevant.

- U controleert de waterbodem stroomopwaarts van het onderzoeksgebied of de lozingspunten. Dit doet u om eventuele verontreiniging stroomopwaarts te detecteren en om achtergrondwaarden voor de verdachte stoffen vast te leggen.

16.4.2 Niet-lineaire onderzoekslocaties

Voor **brede niet-lineaire wateroppervlakken en lineaire waterlopen breder dan 30 meter** breedte verdeelt u het onderzoeksgebied in een raster. In het midden van elk vak neemt u een staal.

U onderzoekt ook:

- de oever(s) van het waterlichaam;
- eventueel overstromingsgebied van het waterlichaam;
- eventuele verbindingskanalen met andere waterlichamen.

16.5 STRATEGIE VOOR ONDERZOEK VAN DE OEVERS EN OVERSTROMINGSGBIEDEN

In de afperkende fase van een waterbodemonderzoek of een beschrijvend bodemonderzoek van een waterbodem brengt u ook de verspreiding van de verontreiniging in kaart. Verspreiding van de verontreiniging kan op een natuurlijke manier tot stand komen zoals door overstromingen, of door menselijk handelen, zoals ruimen en baggeren, en eventueel nog verdere verspreiding door landbewerking.

In eerste instantie onderzoekt u de oevers en overstromingsgebieden door staalname van de bodem in transecten loodrecht op de waterloop. Dit is gebeurd in de verkennende fase van het waterbodemonderzoek. De afperking van de verontreiniging op de oevers, dijken en overstromingsgebieden voert u uit volgens de richtlijnen beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

Een kostenefficiënte manier om de verontreiniging in beeld te brengen, is een **screening** van de bodemtoplaag. Voor zware metalen kan dat bijvoorbeeld door het gebruik van een draagbaar XRF-toestel.

In bepaalde gevallen kunt u **gidsstoffen** selecteren.

Als u een screeningstechniek gebruikt of werkt met gidsstoffen, voert u ook controles uit van een relevant aantal stalen (30 % = richtinggevend) en bepaalt u de correlatie tussen de resultaten van de screening/gidsstoffen en de labo-analyses.

16.5.1 Onderzoek van de oeverzones

Het sediment dat geruimd is, wordt in principe gedeponeed op de vijfmeterstrook (oeverdeponie). Het is dan ook belangrijk om deze zone voldoende te onderzoeken. Op basis van informatie van de waterloopbeheerder, topografie en zintuiglijke waarnemingen, lokaliseert u de oeverdeponie en bemonstert u de meest verdachte zone. U kan daarvoor ook gebruik maken van het digitaal hoogtemodel dat u kan raadplegen via de waterbodemverkenner.

In landbouwgebied bijvoorbeeld, is de kans groot dat de verontreiniging door bewerking van het land (bijvoorbeeld ploegen) verspreid is tot buiten de vijfmeterstrook. Schenk dan ook voldoende aandacht aan deze zone bij het opstellen van een bemonsteringsstrategie.

16.5.2 Onderzoek van overstromingsgebieden

Overstromingsgebieden zijn kwetsbare gebieden waar verontreiniging vaak sedimenteert.

Aan de hand van de kaarten voor van nature overstroombare-, de recent overstroomde- en overstromingsgevoelige gebieden, het digitaal hoogtemodel en uw eigen bevindingen en waarnemingen tijdens het terreinbezoek, bepaalt u de meest risicovolle plaatsen en voorziet hier voldoende veldwerk en analyses.

Afhankelijk van het landgebruik in de overstromingsgebieden, voorziet u:

- analyses op verdachte stoffen op de meest risicovolle plaatsen;
- bijkomende analyses in het kader van ecotoxicologische risico-evaluatie in natuurgebied;
- gewasanalyses bij begrazing in natuurgebied;
- gewasanalyses in landbouwgebieden, bij moestuinen of aanwezigheid van kleinvee, pluimvee, paarden, ...
- analyse van melk, vee of vis als relevant;
- ...

Worst case beschouwen we het volledige overstroomde gebied als potentieel verontreinigd. Uit het onderzoek moet blijken of dit het geval is. U voorziet ook staalnames buiten het fluviaal overstromingsgevoeliggebied.

16.5.3 Graad van afperking

Het is in vele gevallen niet kostenefficiënt om voor elk apart kadastraal perceel een analyseresultaat te bekomen. Daarom bepaalt u isoconcentratielijnen (contouren) voor minstens de (toetsingswaarde) bodemsaneringsnorm en de (toetsingswaarde) richtwaarde op basis van interpolatie van de analyseresultaten en rekening houdend met andere relevante omgevingsfactoren.

Bijvoorbeeld:

- Als u voor een lagergelegen gebied analyseresultaten heeft aan de instroom van een lagergelegen gebied, bestaat de kans dat het hele gebied dezelfde verontreinigingsgraad vertoont en de afstand tot de waterloop van minder belang is.
- Als een landbouwgebied systematisch op dezelfde manier bewerkt wordt, baseert u de contouren voor dit gebied op de worst-case verspreiding via landbewerking, ook al is er lokaal een minder hoge concentratie gemeten.
- ...

Als er in het overstromingsgebied receptoren zijn die mogelijk bedreigd worden, raden we aan om in de richting van de receptor extra onderzoek uit te voeren (bv. een rij van boringen richting een woongebied aan de rand van het overstromingsgebied, een rij van peilbuizen in de richting van een drinkwaterwinning). Op die manier verzamelt u extra informatie in functie van een risico-evaluatie voor een bepaald (deel)gebied met apart CSM, of in functie van adequate gebruiksadviezen.

16.6 ONDERZOEK VAN HET GRONDWATER

16.6.1 Relatie grondwater - waterloop

Het is belangrijk dat u de interactie begrijpt tussen de waterloop en het grondwater. U gaat na of de waterloop drainerend of infiltrerend werkt (dit kan soms beide zijn, door seizoenale schommelingen) om de interactie tussen beide in beeld te brengen.

16.6.2 Grondwater op oevers en in overstromingsgebieden

Het grondwater onderzoekt u minstens aan:

- de lozingspunten;
- de meest verdachte locaties op basis van de analyseresultaten van de (water)bodem.

Als u verontreiniging vaststelt in het grondwater, wordt de verontreiniging verder in beeld gebracht volgens de principes beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

Besteed ook aandacht aan eventuele seizoenale verschillen.

16.7 ONDERZOEK VAN HET OPPERVLAKTEWATER

In functie van de risico-evaluatie is het nuttig om ook de kwaliteit van het oppervlaktewater na te gaan.

Raadpleeg hiervoor ook de studie 'Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater – Handreiking Vlaanderen' [Voor professionals](#)

16.8 ONDERZOEK VAN ZIJLOPEN

Op basis van de voorstudie maakt u een onderscheid tussen verdachte zijlopen en onverdachte zijlopen. Verdachte zijlopen zijn zijlopen waarop industriële lozingen plaatsvinden of plaatsvonden, zijlopen waar een calamiteit is gebeurd of waar al verontreiniging werd vastgesteld.

In principe kunnen zijlopen die binnen de Recent Overstroomde Gebieden vallen, beïnvloed zijn door de verontreiniging van de hoofdwaterloop*. Daarom onderzoekt u of deze zijlopen, zowel de verdachte als de onverdachte, verontreinigd zijn door minstens één staal net voor de monding in de hoofdwaterloop en één staal meer stroomopwaarts.

Voor de verdachte zijlopen besteedt u extra aandacht aan de verdachte parameters ten gevolge van lozingen in de zijloop in functie van bronbepaling.

Enkele aandachtspunten voor het onderzoek van zijlopen:

- In principe kan de hele oppervlakte binnen de contour van het fluviaal overstromingsgevoelig gebied beïnvloed worden door de verontreiniging van de hoofdwaterloop. Een zinvolle staalname om uit te

maken of de verontreiniging afkomstig is van de zijwaterloop, is een staalname buiten het fluviaal overstromingsgevoelig gebied.

- Het is belangrijk dat de aanwezigheid van alle verdachte stoffen voor de zijlopen wordt gecontroleerd, ook al zijn deze (nog) niet verspreid tot in de hoofdwaterloop.

*de waterloop die de scope is van het onderzoek

16.9 ONDERZOEK VAN ANDERE OPPERVLAKTEWATERLICHAMEN IN CONTACT MET DE WATERLOOP

Als er een ander oppervlaktewaterlichaam (ander dan een zijloop) in verbinding staat met de te onderzoeken waterloop, onderzoekt u of dit waterlichaam verontreinigd is.

Voorbeelden van zulke waterlichamen zijn vijvers in overstromingsgebied, grachten in overstromingsgebied, verlaten meanders,

Als er ter hoogte van de verlaten meander of oorspronkelijke bedding een (historische) activiteit aanwezig was toen de waterloop nog een andere loop kende, onderzoekt u ook de oorspronkelijke bedding van de waterloop en de oevers.

16.10 WEGNEMEN VAN EEN VERONTREINIGING TIJDENS DE AFPERKENDE FASE

Als de verontreiniging wordt weggenomen tijdens de uitvoering van de afperkende fase van het waterbodemonderzoek, volgt u deze richtlijnen:

- Het wegnemen van de verontreiniging gebeurt onder begeleiding van een bodemsaneringsdeskundige.
- De opdrachtgever informeert de eigenaar(s) en beheerder(s) van de gronden met concentraties boven de richtwaarde voor bodem en triggerwaarde voor waterbodem. Hij bespreekt de geplande werken met de eigenaar(s) en de gebruiker(s) van de gronden waar werken worden uitgevoerd. Vóór de start van de werken moeten de betrokken partijen van de gronden waar werken worden uitgevoerd akkoord zijn over de uit te voeren werken. Het akkoord moet schriftelijk vastgelegd zijn. Het akkoord beschrijft per kadastraal perceel of waterloopsegment ook de relevante informatie over de werken en bevat de handtekening van de betrokken partijen. Dit schriftelijk akkoord moet u niet in het rapport opnemen.
- De werken worden uitgevoerd volgens de regels van goed vakmanschap en alle wettelijke bepalingen.
- De standaardprocedure "Bodemsaneringswerken, eindevaluatieonderzoek en nazorg" is van toepassing. De filosofie van het Achilles zorgsysteem wordt toegepast maar een certificaat is niet nodig.

- De verontreiniging in het vaste deel van de aarde, het grondwater en de waterbodem moet voorafgaand aan de werken zowel horizontaal als verticaal afgebakend zijn.
- Het wegnemen van de verontreiniging gebeurt via een ontgraving/ruiming en/of via een grondwateronttrekking, zuivering en lozing.
- Het wegnemen van de verontreiniging kan enkel als die geen vergunningsplichtige handelingen inhouden, er geen verbod geldt of geen andere toelating of machtiging nodig is (bijvoorbeeld waterwingebied, watertoets, bomen kappen, ...).
- Na afweging om de verontreiniging via verschillende technieken weg te nemen, kiest u de meest geschikte techniek om de verontreiniging weg te nemen (BBT). De afweging moet u niet in het rapport opnemen.
- Het actief wegnemen van de verontreiniging moet binnen de 180 dagen gebeuren
 - o Monitoring valt buiten deze 180 dagen;
 - o Als de verontreiniging niet binnen de 180 dagen kan worden weggenomen moet een bodemsaneringsproject of een beperkt bodemsaneringsproject worden opgesteld.
- De controlestalen worden genomen volgens de richtlijnen uit de standaardprocedure "Bodemsaneringswerken, eindevaluatieonderzoek en nazorg".
- Het ontgravingsvak wordt opgevuld volgens de grondverzetsregeling. Het wegnemen van de verontreiniging wordt uitgevoerd met de bedoeling om het risico van de verontreiniging weg te nemen voor normaal gebruik van de grond binnen de betrokken bestemming of voor een toekomstige bestemming zoals bepaald in het Bodemdecreet, namelijk vermijden dat de bodemkwaliteit een risico oplevert of kan opleveren tot nadelige beïnvloeding van mens en milieu.
- Het gaat niet om een pilootproef.

17 INTERPRETATIE EN EVALUATIE

U verzamelt, evalueert en interpreteert de gegevens voor een conceptueel sitemodel. U gaat na of de verzamelde gegevens voldoende kwalitatief zijn en er geen hiaten zijn die verhinderen om de doelstellingen van het waterbodemonderzoek of het beschrijvend bodemonderzoek te realiseren. Per waterloop en perceel beoordeelt u de saneringsnoodzaak.

U voert de interpretatie en evaluatie uit volgens de richtlijnen in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

Besteed hierbij aandacht aan de volgende punten.

17.1 BESTEMMINGSTYPE

Langsheen de waterloop kan het bestemmingstype veranderen.

U deelt de waterloop op in segmenten volgens het bestemmingstype dat van toepassing is.

Binnen deze segmenten toetst u de analyseresultaten van het vaste deel van de aarde (op de oevers) volgens de normen van het bestemmingstype dat van toepassing is.

De risico-evaluatie voor waterbodembodem en oevers/overstromingsgebieden voert u uit voor het geldende bestemmingstype.

17.2 IMPACT VAN HERINRICHTINGSWERKEN

Wanneer er door herinrichtingswerken (bv. vernattingsprojecten) bepaalde zones langsheen de onderzochte waterloop tijdelijk of permanent onder water komen te staan, of natte zones komen door de werken droog te staan, gaat u na of dit een impact kan hebben op de aanwezige verontreiniging. Indien nodig stelt u gepaste maatregelen voor.

17.3 FINGERPRINTING

Kenmerkend voor een waterbodembodemverontreiniging is dat ze vaak deels veroorzaakt is door één of meerdere toewijsbare bronnen en deels een diffuus karakter heeft. Dat maakt een waterbodembodemverontreiniging wezenlijk anders dan een (land)bodemverontreiniging die vaak wel van aan de bron kan worden aangepakt, zonder interferentie met andere verontreinigingen.

Het onderzoek van een waterbodembodem vraagt daarom vaak een integrale aanpak waarbij alle relevante toewijsbare bronnen in kaart worden gebracht.

Om de waterbodembodemverontreiniging te kunnen toewijzen aan de bron van de verontreiniging, is het belangrijk dat u de relatie tussen de bron en de verontreiniging duidelijk aantoont. U voert daarvoor een 'fingerprinting' uit; dit is een gedetailleerde analyse van de samenstelling van de waterbodembodem, en een interpretatie van de resultaten van de fingerprints in functie van het toewijzen van de verontreiniging aan de potentiële verontreinigingsbronnen.

U kan hiervoor specifieke target analyses gebruiken, suspect screening (SS) en non-target screening (NTS), of een combinatie ervan. Hou ook rekening met precursoren en afbraakproducten van de verontreinigingen.

U bepaalt de 'fingerprints' van de potentiële bronnen/veroorzakers op basis van vergunningen, gebruikte en geloosde stoffen en hun afbraakproducten, de samenstelling van het effluent van de lozing, ... Deze fingerprints van de potentiële bronnen vergelijkt u met de verontreiniging. Op basis daarvan wijst u de verontreinigingen toe aan de potentiële bronnen, of klasseert u (een deel van) de verontreinigingen als diffuse waterbodembodemverontreiniging.

Door een statistische analyse bepaalt u het aandeel van de verschillende bronnen in de totale verontreiniging.

18 RISICO-EVALUATIE

In de afperkende fase van een waterbodemonderzoek of in het beschrijvend bodemonderzoek voor een waterbodem, voert u een risico-evaluatie uit.

U evalueert het gevaar op blootstelling van mensen, planten en dieren aan de verontreiniging en van het verspreiden van de verontreiniging naar grond- en oppervlaktewater. U evalueert het risico in de huidige én in de potentieel toekomstige situatie.

U evalueert het risico voor de verontreinigde waterbodem, de oevers, dijken en het overstromingsgevoelig gebied.

18.1 RISICO-EVALUATIE VOOR DE OEVERS, DIJKEN EN HET OVERSTROMINGSGBIED

Voor het uitvoeren van deze risico-evaluatie voor oevers, dijken en overstromingsgebied volgt u de richtlijnen uit de “Code van goede praktijk Methodologie DAEB, Risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarden”. De risico-evaluatie moet toelaten om voor elke verontreiniging de volgende beoordeling te maken:

- de saneringsnoodzaak;
- de nood aan veiligheidsmaatregelen en voorzorgsmaatregelen;
- de prioriteit van de bodemsanering;
- de nood aan gebruikadviezen.

In het conceptueel sitemodel houdt u rekening met de blootstellingsroutes die typerend zijn voor waterlopen en oevers, bijvoorbeeld sportactiviteiten op de oevers, waterrecreatie, sportvisserij, natuurbeheerwerken, ...

18.1.1 Humaantoxicologische risico-evaluatie - aandachtspunten

Wanneer de verontreiniging zich beperkt tot de oevers of dijken die gebruikt worden voor oeverrecreatie, kunt u de verblijfstijden voor het bestemmingstype ‘recreatie buitensport’ aanpassen in functie van de uitgeoefende activiteiten nl. sporten (wandelen/joggen) of sportvisserij.

Voor het bepalen van de humane blootstelling gerelateerd aan sportactiviteiten op de oevers, volgt u de richtlijnen uit de studie ‘Humane risicobeoordeling waterbodemverontreiniging’ op de website van de OVAM [Voor professionals](#).

Als u te maken hebt met verontreiniging in landbouwgebied, natuurgebied (met grazers), moestuinen of visvijvers, kunt u de risico-evaluatie verfijnen door de resultaten uit de risicomodellering te toetsen aan de werkelijke blootstelling door gewasanalyses of analyses van vee, melk, eieren of vis.

18.1.2 Ecotoxicologische risico-evaluatie – aandachtspunten

In de meeste onderzoeken voor waterbodems en oevers zal de ecotoxicologische risico-evaluatie heel belangrijk zijn, omdat de waterbodem onderdeel uitmaakt van een belangrijk ecosysteem. Slechts in uitzonderlijke gevallen zal het niet nodig zijn een ecotoxicologische risico-evaluatie uit te voeren. Stroomt de waterloop door een natuurgebied of grenst hij eraan? Vermeld dan de naam en de beschrijving van het gebied in het onderzoek. Beschrijf ook de specifieke richtlijnen of wetgeving die voor dat gebied van toepassing zijn.

Een ecotoxicologische evaluatie houdt een totaalbenadering in voor potentiële effecten op organismen door blootstelling aan het mengsel van gekende en niet-geïdentificeerde schadelijke stoffen in het milieu. Zowel de gevoeligheid voor stoffen, als de biologische beschikbaarheid per milieucompartment kan verschillend zijn tussen organismen van verschillende trofische niveaus.

Indien relevant, bepaalt u de biobeschikbaarheid van de verontreiniging en voert u ecotoxicologische testen uit.

18.1.3 Verspreidingsrisico – aandachtspunten

Bij het bepalen van het verspreidingsrisico houdt u rekening met de verspreidingsroutes die typerend zijn voor waterlopen, oevers en overstromingsgebieden, bijvoorbeeld erosie, overstroming, bewerken van (landbouw)grond, ...

18.2 RISICO-EVALUATIE VOOR DE WATERBODEM

18.2.1 De risico-evaluatie uitvoeren

U evalueert of er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging voor de volgende aspecten:

- humane blootstelling
- ecologische blootstelling
- verspreiding
- beleidsmatige bijstelling

Waterbodemverontreiniging kan op verschillende manieren een negatieve invloed hebben op het functioneren van het aquatisch ecosysteem, maar ook op de oevers en in het overstromingsgebied. Via direct contact met water(bodem) of consumptie van vis of schaaldieren kan waterbodemverontreiniging ook tot humaan toxicologische effecten leiden. De verschillende risicosporen zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. Het is dan ook belangrijk dat de verschillende processen en blootstellingswegen worden onderzocht om tot een holistische beoordeling te komen.

Een beschrijving hiervan vindt u onder meer in de studie *Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Literatuurstudie* en de studie *Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Handreiking Vlaanderen* op de website van de OVAM [Voor professionals](#).

U kan gerichte analyses (bv. oppervlaktewater, zwevend stof, poriewater, ecotoxicologische testen, ...) uitvoeren om de risico-evaluatie beter te onderbouwen of aan de werkelijkheid te toetsen.

18.2.2 Getrapte aanpak en gebruik van modellen

Vaak is een getrapte aanpak aangewezen voor de risicobeoordeling van waterboderverontreiniging. Hierbij maakt u eerst gebruik van modellen.

In een volgende fase kan u de risicobeoordeling verfijnen door locatiespecifieke metingen.

Beschrijf de input en de resultaten van de berekeningsmodellen die u gebruikt. Geef aan welke modellen u gebruikt. Als u standaardparameters wijzigt in het gebruikte model, geeft u dat duidelijk aan en motiveert u dit. U voegt een detail van de input en de output toe als bijlage aan het rapport.

Evalueer de uitkomst van de risicomodellen met een kritische blik. Voer eventueel bijkomende gerichte metingen uit om het model beter op de realiteit af te stemmen.

Modellen en bijkomende locatiespecifieke metingen worden besproken in de studies:

- Humane risicobeoordeling waterboderverontreiniging
- Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Literatuurstudie
- Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Handreiking Vlaanderen
- Ecotoxicologisch onderzoek waterbodem

U vindt deze studies op de website van de OVAM: [Voor professionals](#).

18.2.3 Humane blootstelling

U gaat na of er aan waterrecreatie wordt gedaan: zwemmen, watersporten, sportvisserij, ook wanneer dit in principe verboden is. U voert de risico-evaluatie uit voor het feitelijke gebruik van de waterloop.

Voor het bepalen van de humane blootstelling gerelateerd aan het specifieke scenario waar waterrecreatie mogelijk is (feitelijk gebruik), volgt u de richtlijnen uit de studie 'Humane risicobeoordeling waterboderverontreiniging' op de website van de OVAM [Voor professionals](#).

Erkende hengellocales vindt u op de website van Agentschap Natuur en Bos: [Waar en wanneer | Dienstensite Natuur & Bos \(vlaanderen.be\)](#). De kwaliteit van het zwemwater kunt u raadplegen via [Home | Kwaliteitszwemwater](#).

18.2.4 Verspreidingsrisico

De waterbodem maakt deel uit van een complex systeem waarin een voortdurende wisselwerking bestaat tussen sediment, vaste deel van de waterbodem, oppervlaktewater, zwevende stof en grondwater. Het is daarom belangrijk om de **nalevering** van de waterbodem op de andere compartimenten te beoordelen en de totale **impact op (biota en) het ecosysteem** in te schatten.

Hiervoor volgt u de stroomschema's en de richtlijnen uit de studie 'Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Handreiking Vlaanderen' op de website van de OVAM [Voor professionals](#).

Daarnaast kan de waterbodemonverontreiniging een verspreidingsrisico vormen als er **receptoren buiten de bedding** negatief beïnvloed worden of als er een risico bestaat dat in de toekomst receptoren negatief beïnvloed kunnen worden, bijvoorbeeld door overstromingen of het oppompen van met sediment beladen oppervlaktewater voor bevoeiing van akkers.

18.2.5 Ecologische blootstelling

U moet een ecologische risico-evaluatie doorlopen als:

- er zichtbare schade aan het milieu is;
- het onderzoeksgebied gelegen is in een natuurgebied of eraan grenst;
- er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn.

In de meeste onderzoeken voor waterbodems zal de ecotoxicologische risico-evaluatie belangrijk zijn, omdat de waterbodem onderdeel uitmaakt van een belangrijk ecosysteem. Slechts in uitzonderlijke gevallen zal het niet nodig zijn een ecotoxicologische risico-evaluatie uit te voeren.

Stroomt de waterloop door een natuurgebied of grenst hij eraan? Vermeld dan de naam en de beschrijving van het gebied in het onderzoek. Beschrijf ook de specifieke richtlijnen of wetgeving die voor dat gebied van toepassing zijn.

Een ecotoxicologische evaluatie houdt een totaalbenadering in voor potentiële effecten op organismen door blootstelling aan het mengsel van gekende en niet-geïdentificeerde schadelijke stoffen in het milieu. Zowel de gevoeligheid voor stoffen, als de biologische beschikbaarheid per milieucompartment kan verschillend zijn tussen organismen van verschillende trofische niveaus. Daarom wordt een batterij van ecotoxicologische testen met verschillende organismen aanbevolen, die representatief is voor het trofisch niveau en die rekening houdt met de interactie waterbodem en de rest van het watersysteem.

U voert de ecotoxicologische risico-evaluatie uit volgens de stroomschema's en de richtlijnen in de studie 'Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Handreiking Vlaanderen' en de biotoetsen die geselecteerd en aanbevolen worden in de studie 'Ecologisch onderzoek waterbodem'. U vindt deze studies op de website van de OVAM [Voor professionals](#).

18.3 VEILIGHEIDSMATREGELEN EN VOORZORGSMATREGELEN

Vindt u op basis van terreinwaarnemingen, analyseresultaten, risico-evaluatie, ... dat er veiligheids- of voorzorgsmatregelen nodig zijn om de mens of het milieu tijdelijk te beschermen tegen de gevaren van de verontreiniging? Bezorg deze bevindingen dan aan de OVAM. U motiveert uw standpunt en geeft aan of de maatregelen onmiddellijk en in afwachting van de bodemsaneringswerken moeten uitgevoerd worden. U evalueert de noodzaak aan voorzorgs- of veiligheidsmaatregelen volgens de methodieken die hiervoor zijn beschreven in de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek en de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek.

U evalueert de noodzaak aan voorzorgs- of veiligheidsmaatregelen tijdens het volledige proces van uitvoering van het bodemonderzoek én onmiddellijk na elke ontvangst van nieuwe analyseresultaten of bij nieuwe

waarnemingen. Bij onmiddellijk gevaar (bijvoorbeeld een explosiegevaar) zijn er veiligheidsmaatregelen nodig. U meldt deze meteen aan de OVAM. Zijn de maatregelen tijdelijk en in afwachting van verder onderzoek of van de bodemsaneringswerken? Dan stelt u voorzorgsmaatregelen voor.

U meldt de noodzaak tot voorzorgsmaatregelen zo spoedig mogelijk en uiterlijk binnen 30 dagen na de vaststelling aan de OVAM. De exploitanten, gebruikers of eigenaars van de verontreinigde gronden kunnen onder uw leiding voorzorgsmaatregelen voorstellen aan de OVAM.

19 CONCLUSIE

De conclusie van het onderzoek bouwt u op zoals beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

DEEL 5: RAPPORTAGE EN GEGEVENSOVERDRACHT

20 RAPPORTAGE EN GEGEVENSOVERDRACHT ALGEMEEN

Als uit de verkennende fase van het waterbodemonderzoek blijkt dat er geen Duidelijke Aanwijzing is voor een Ernstige (Water)Bodemverontreiniging, rapporteert u de onderzoeksresultaten van de verkennende fase in een verslag van waterbodemonderzoek.

Het verslag van het waterbodemonderzoek bevat dan minstens de volgende elementen:

DEEL 1: Administratieve gegevens

DEEL 2: Niet-technische samenvatting

DEEL 3: Rapport:

- Inleiding
- Voorstudie: besteed hierbij aandacht aan de tabellen uit het hoofdstuk 'Voorstudie' uit deze code van goede praktijk
- Bepaling van de bemonsteringsstrategie
- Resultaten van het terrein- en laboratoriumonderzoek
- Evaluatie van de resultaten incl. de uitwerking van de methodologie DAEW voor de waterbodems en DAEB voor de oevers en overstromingsgebieden
- Besluit
- Verklaring en ondertekening
- Bijlagen

Als u op basis van de resultaten van de verkennende fase van het waterbodemonderzoek besluit dat er verdere maatregelen (een afperkende fase) nodig is, dient u het verslag van de verkennende fase van het waterbodemonderzoek niet in. U voert dan de afperkende fase van het waterbodemonderzoek uit aansluitend aan de verkennende fase.

Het verslag van het waterbodemonderzoek bevat dan minstens de volgende elementen:

DEEL 1: Administratieve gegevens

DEEL 2: Niet-technische samenvatting

DEEL 3: Rapport:

- Inleiding
- Voorstudie: besteed hierbij aandacht aan de uitgebreide voorstudie voor de afperkende fase.
- Bepaling van de bemonsteringsstrategie
- Resultaten van het terrein- en laboratoriumonderzoek
- Evaluatie van de resultaten
- Risico-evaluatie
- Besluit
- Verklaring en ondertekening
- Bijlagen

20.1 SAMENVATTEND BESLUIT

20.1.1 Samenvattend besluit waterbodemonderzoek waaruit geen DAEB/DAEW blijkt

Een besluit voor het waterbodemonderzoek waaruit geen DAEB/DAEW blijkt, bevat minstens de volgende elementen:

- de aanleiding voor het waterbodemonderzoek
- het type waterloop en de belangrijkste kenmerken ervan
- de bestemmingstypes die voorkomen op de oevers van de waterloop
- het huidig gebruik van de waterloop, de relevante activiteiten en risico-inrichtingen op de oevers van de waterloop en de verdachte stoffen.
- de vastgestelde (water)bodemverontreiniging, met vermelding van:
 - de parameters;
 - de locatie;
 - de bron;
 - of de vastgestelde verontreiniging een Duidelijke Aanwijzing voor een Ernstige (Water)Bodemverontreiniging vormt er verdere maatregelen nodig zijn;
 - gebruiksadviezen, voorzorgs- en veiligheidsmaatregelen, gebruiksbeperingen (inclusief een beschrijving en evaluatie).
- U geeft aan of de waterloop wel, niet of mogelijk asbestverdacht is. U geeft een korte toelichting waarom.

Als er meerdere (potentiële) bronnen van verontreiniging aanwezig zijn, wijst u -voor zover mogelijk op basis van de gegevens uit het onderzoek- de verontreiniging(en) toe aan de verschillende potentiële bronnen.

20.1.2 Samenvattend besluit waterbodemonderzoek

Als u het onderzoeksgebied heeft onderverdeeld in deelgebieden, formuleert u een besluit per deelgebied. U geeft het globale beeld weer van de verontreinigingstoestand in het deelgebied, en bespreekt ook de relevante lokale afwijkingen van het globale beeld.

Per deelgebied bespreekt u minstens:

- de opbouw van de waterloop en de oevers, het bodemgebruik op de oevers en andere relevante kenmerken van de waterloop en het verontreinigd gebied buiten de bedding;
- het voorkomen van verschillende verontreinigingskernen in de waterbodem, de oevers en de overstromingsgebieden en het grondwater;
- de kwaliteit van het oppervlaktewater;
- de afbakening van de verontreinigingen, inclusief een oppervlakte- en een volumeraming van de verontreiniging;
- de vuilvracht van de verontreinigingen;
- de humaan-toxicologische- verspreidings- en ecotoxicologische risico's per verontreinigingskern en per medium;

- de noodzaak tot voorzorgsmaatregelen, gebruiksadviezen of gebruiksbeperkingen; Als er veiligheids- of voorzorgsmaatregelen of gebruiksadviezen nodig zijn, werkt u die uit volgens de richtlijnen in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

U beschrijft per verontreiniging of er bodemsanering nodig is. U geeft ook de saneringsprioriteit en de nood aan veiligheids- of voorzorgsmaatregelen en gebruiksadviezen en voegt de motivatie toe aan het rapport.

U bundelt deze gegevens in de tabellen “samenvatting verontreinigingstoestand per grond” en “samenvatting van de verontreiniging” zoals beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

U wijst aan elke verontreiniging een O-, P-, W- of Q- zin toe.

U beschrijft de nood aan veiligheids- of voorzorgsmaatregelen of gebruiksadviezen.

20.2 “VERKLARING EN ONDERTEKENING” BIJ EEN WATERBODEMONDERZOEK

In het rapport van het waterbodemonderzoek wordt de volgende **verklaring** opgenomen:

De bodemsaneringsdeskundige verklaart:

dat dit rapport is uitgevoerd volgens code van goede praktijk onderzoek waterbodems en oevers;

- dat de elementen die niet vermeld zijn in het rapport, ook niet van toepassing zijn;
- dat hij voor het uitvoeren van deze opdracht niet in onverenigbaarheid verkeert of dat hij bij een situatie van onverenigbaarheid beheersmaatregelen heeft genomen;
- dat dit rapport representatief is voor de verontreinigingstoestand van de onderzoekslocatie;
- dat de inhoud van het rapport overeenkomt met de digitale gegevens;
- dat de volgende informatie – die in de xml-bestand aan de OVAM is aangeleverd – de juridisch bindende is:
 - administratieve gegevens
 - eigenaars, gebruikers en exploitanten die u verneemt uit een andere bron dan het kadaster
 - aard en ernst op niveau van het kadastraal perceel en openbaar domein

Elk rapport vermeldt boven tabel 13 de namen van de personen die aan het rapport meewerkten.

Elk rapport wordt **ondertekend** volgens tabel 13. Deze personen dragen de eindverantwoordelijkheid voor het rapport.

Ondertekening kan enkel door de personen die toestemming hebben gegeven om hun digitale handtekening te gebruiken. Ondertekening “in opdracht” is niet toegelaten.

Hoedanigheid	Naam en handtekening ⁶	Datum
De persoon die beschikt over de individuele handtekeningsbevoegdheid (VLAREL artikel 53/4 §1, tweede lid)		
De kwaliteitsverantwoordelijke bij de bodemsaneringsdeskundige voor dit bodemonderzoek		
De persoon die de bodemsaneringsdeskundige rechtsgeldig kan vertegenwoordigen tegenover derden ⁷		

Tabel 13: tabel voor ondertekening

Als u vermoedt dat u zich in een situatie van **onverenigbaarheid** bevindt, beschrijf dan de genomen beheersmaatregel.

20.3 BIJLAGEN

Voor een waterbodemonderzoek waaruit geen DAEW blijkt, voegt u de bijlagen bij zoals voorzien in de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

Besteed extra aandacht aan de volgende punten:

Voor het afbakenen van de onderzoekslocatie (het onderzochte traject van de waterloop), geeft u de Lambertcoördinaten van de hoekpunten van de onderzoekslocatie aan op een **kadastraal plan**. U geeft dus de X- en Y-coördinaten van het begin van (het onderzochte traject van) de waterloop en het einde van (het onderzochte traject van) de waterloop aan.

Voor de waterbodem maakt u voor het sediment en het vaste deel van de waterbodem een kaart met de onderzoeksresultaten die de **triggerwaarde** overschrijden.

Op de plannen zijn minstens de volgende zaken aangeduid:

- datum van staalname
- het traject
- de parameters
- de vastgestelde concentratie, met een weergave van de overschrijding van de toetsingswaarden
- drijf- of zinklagen (indien van toepassing)

U voorziet de plannen van een legende.

⁶ De ondertekening kan telkens door één of meerdere personen gebeuren.

⁷ Inbegrepen voor de personen die als zelfstandige optreden (VLAREL, artikel 4§2).

U voegt de invullijst van de methodologie **duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging** toe (indien van toepassing) en een beknopte bespreking van de wijze waarop u de verschillende indices bepaalde, voegt u toe.

U neemt de volgende **bijlagen** op als die relevant of van toepassing zijn:

- voor niet genormeerde parameters: uitwerking van de toetsingswaarden
- lozingsvergunningen

Voor de rapportage van een waterbodemonderzoek waarin een afperkende fase werd uitgevoerd, voegt u de bijlagen bij zoals beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek.

Besteed extra aandacht aan:

- aanduiding van de lozingspunten en zones voor overslag op de plannen;
- Lambertcoördinaten en VHA-segmenten van het onderzoeksgebied;
- lozingsvergunningen;
- verslagen van bijkomende testen (bijvoorbeeld ecotoxicologische testen), analyses en modellering;
- contourkaarten voor waterbodemonverontreiniging (sediment en vaste deel van de waterbodem)

21 HET DIGITALE RAPPORT

Het digitale rapport voor een waterbodemonderzoek waaruit geen DAEB/DAEW blijkt, stelt u samen volgens de principes beschreven in de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek. U houdt rekening met deze verschillen en aandachtspunten:

- De titel van het rapport: *'Waterbodemonderzoek: waterloop, ev. deelgebied, gemeente(n) waardoor het onderzochte traject loopt'*
- In de PDF – administratieve gegevens neemt u bijkomend de tabellen op uit het hoofdstuk 'Administratieve gegevens' uit deel 1: uitvoering verkennende fase van deze code van goede praktijk
- In de PDF – rapport neemt u bijkomend de tabellen op uit het hoofdstuk 'Voorstudie' uit deel 1: uitvoering verkennende fase van deze code van goede praktijk
- U neemt de uitwerking van de methodologie **duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging** op als bijlage
- U voegt de nodige plannen voor waterbodemonverontreiniging toe als bijlage

Het digitale rapport voor een (volledig) waterbodemonderzoek, stelt u samen volgens de principes beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek. U houdt rekening met deze verschillen en aandachtspunten:

- De titel van het rapport: 'Waterbodemonderzoek: *waterloop, ev. deelgebied, gemeente(n) waardoor het onderzochte traject loopt*'
- In de PDF – administratieve gegevens neemt u bijkomend de tabellen op uit het hoofdstuk 'Administratieve gegevens' uit deel 1: uitvoering verkennende fase van deze code van goede praktijk
- In de PDF – rapport neemt u bijkomend de tabellen op uit het hoofdstuk 'Voorstudie' uit deel 1: uitvoering verkennende fase van deze code van goede praktijk
- U neemt de uitwerking van de methodologie duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging op als bijlage
- U voegt de nodige plannen en contourkaarten voor waterbodemonverontreiniging toe als bijlage
- U voegt de verslagen van bijkomende testen (bijvoorbeeld ecotoxicologische testen) toe als bijlage.

22 DIGITALE ALFANUMERISCHE EN RUIMTELIJKE GEGEVENS

U bundelt de digitale alfanumerische gegevens in een xml-bestand zoals beschreven in de standaardprocedures voor oriënterend bodemonderzoek en beschrijvend bodemonderzoek. Let erop dat u de waterbodemonstalen het juiste profiel toekent.

U bezorgt de digitale ruimtelijke gegevens zoals beschreven in de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek. Let erop dat u ook de ingetekende openbare domeinen (bijvoorbeeld wegen en waterwegen) aanlevert in shapefile.

23 AANDACHTSPUNTEN BIJ DIGITAAL AANLEVEREN VAN HET RAPPORT

Denk eraan het label 'waterbodem' toe te kennen aan het rapport.
Denk eraan om de waterbodemonstalen correct als waterbodemonstalen in te geven.

Als de uitspraak voor de waterbodem verschilt van de uitspraak voor de oevers (bijvoorbeeld een W-zin voor de waterbodem en een Q-zin voor de dijken/oevers), gaat u als volgt te werk:

- Per kadastrale sectie geeft u het openbaar domein een ander grond-ID
- Binnen de kadastrale sectie wordt het openbaar domein opgedeeld in een deel 'waterloop' en een deel 'straat' (de dijk/oever), met de respectievelijke O-, P-, Q-, W-zin
- Als de linker- en rechteroever in dezelfde kadastrale sectie liggen kunnen ze onder één grond-ID worden ingediend.

DEEL 6: BIJLAGEN

23.1 BIJLAGE 1: BEGRIPPENLIJST

De begrippen in deze code van goede praktijk zijn zoveel mogelijk afgestemd op of overgenomen van de definities in het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid.

Algemene definities

Waterbodem (DIW): de bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat.

Oppervlaktewaterlichaam (DIW): een onderscheiden oppervlaktewater, zoals een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, of een deel van een stroom, rivier, kanaal of overgangswater.

Oppervlaktewater (DIW): binnenwateren, met uitzondering van grondwater.

Bevaarbare waterlopen: de waterlopen opgenomen in het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden, overgedragen van de Staat aan het Vlaamse Gewest.

Onbevaarbare waterlopen: de waterlopen die *niet* in het KB van 5 oktober 1992 zijn opgenomen, en dit vanaf hun punt van oorsprong of van klassering. Dit wil zeggen:

- Deze waterlopen zijn niet gerangschikt als bevaarbare waterlopen (KB van 5 oktober 1992).
- Het punt van oorsprong of van klassering is het punt waarop zij een deelbekken van meer dan 100 ha bezitten (Wet Onbevaarbare waterlopen).
- Men onderscheidt onbevaarbare waterlopen van 1ste, 2de en 3de categorie en niet geklasseerde onbevaarbare waterlopen.

Lineaire waterlopen: oppervlaktewateren waarvan de lengte aanzienlijk groter is dan de breedte (grachten, beken, rivieren, kanalen, ...).

Niet-lineaire wateroppervlakken: oppervlaktewateren waarvan de lengte niet beduidend groter is dan de breedte (vijvers, meren, wachtbekkens, spaarbekkens, havens, dokken ...).

Waterloopbeheerder: de beheerder van de waterbodem zoals bedoeld in artikel 2, 40° van het Bodemdecreet:

Beheerder van de waterbodem:

- a) de rechtspersoon die door of krachtens een wet of een decreet verantwoordelijk is voor het beheer van het oppervlaktewater, zoals gedefinieerd in artikel 1.1.3, §2, van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid, gecoördineerd op 15 juni 2018, waarvan de bodem de waterbodem vormt;
- b) bij gebrek aan rechtspersoon als vermeld in punt a), of als die rechtspersoon op basis van artikel 133 vrijstelling van de verplichting tot bodemsanering heeft bekomen: de natuurlijke persoon of rechtspersoon die titularis is van een zakelijk of persoonlijk recht op de waterbodem, met uitzondering van de eigenaar. Als de rechtspersoon, vermeld in punt a), voor een deel van de bodemverontreiniging vrijstelling van de verplichting tot bodemsanering heeft bekomen, wordt de natuurlijke persoon of rechtspersoon die titularis is van een zakelijk of persoonlijk recht op de waterbodem, met uitzondering van de eigenaar, voor dat deel van de bodemverontreiniging als beheerder van de waterbodem beschouwd;

- c) bij gebrek aan rechtspersoon als vermeld in punt a) en gebruiker als vermeld in punt b), of als die personen vrijstelling van de verplichting tot bodemsanering hebben bekomen: de eigenaar van de waterbodem.

Als de rechtspersoon, vermeld in punt a), en de persoon, vermeld in punt b), voor een deel van de bodemverontreiniging vrijstelling van de verplichting tot bodemsanering hebben bekomen, wordt de eigenaar van de waterbodem voor dat deel van de bodemverontreiniging als beheerder van de waterbodem beschouwd.

Ruimtelijke afbakening

Sediment (CMA):

Sediment is een mengsel van fijne anorganische en organische deeltjes dat ontstaan is door sedimentatie van zwevende deeltjes uit het waterlichaam.

Actief sediment: top van de sedimentlaag waarin processen plaatsvinden in uitwisseling met het oppervlaktewater.

Vaste deel van de waterbodem: het van nature aanwezige geconsolideerde deel van de bodem van het oppervlaktewaterlichaam, eigen aan de regio waarin het oppervlaktewaterlichaam zich bevindt.

Bedding (DIW): een rivier of een beek stroomt in haar bedding.

Talud (DIW): strook land binnen de bedding van een oppervlaktewaterlichaam vanaf de bodem van de bedding tot aan het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm.

Kruin: de bovenste rand van het talud, zijnde het knikpunt waar het schuine talud eindigt en het horizontale deel van de omgeving landinwaarts begint.

Oever: landstrook vanaf de kruin van de berm en verder landinwaarts over een arbitrair vastgelegde breedte.

Overstromingsgebied (DIW): door bandijken, binnendijken, valleiranden of op andere wijze begrensd gebied dat op regelmatige tijdstippen al dan niet op gecontroleerde wijze overstroomt of kan overstromen en dat als dusdanig een waterbergende functie vervult of kan vervullen.

Verspreiding van sediment

Overstromingssediment: overstromingssediment is afgezet sediment dat achterblijft na een overstroming buiten de bedding.

Bemonstering: zie CMA

Gidsstof: Stof die de verontreiniging het best omschrijft, rekening houdend met de toxiciteit en de verspreiding ervan.

Afvalwater

Huishoudelijk afvalwater: afvalwater dat enkel bestaat uit water afkomstig van normale huishoudelijke activiteiten, sanitaire installaties, keukens, de reiniging van gebouwen zoals woningen, kantoren, kazernes, onderwijsinrichtingen met of zonder internaat, kapsalons, restaurants, drankgelegenheden en afvalwater afkomstig van wassalons waar de toestellen enkel door de klanten zelf worden bediend. Het lozen van

huishoudelijk afvalwater is in principe niet gebonden aan een omgevingsvergunning indien afkomstig van woongelegenheden.

Koelwater: het water dat in de industrie voor afkoeling gebruikt wordt.

Bedrijfsafvalwater: alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater (of koelwater). Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het geheel gezien als bedrijfsafvalwater.

23.2 BIJLAGE 2: STANDAARDDOCUMENT TOELATING BEMONSTERING

VERZOEK TOELATING BEMONSTERING WATERBODEM

NAAM erkend bodemsaneringsdeskundige

Adres

Telefoonnummer

e-mailadres

vraagt hierbij de toelating aan *waterloopbeheerder*

om de waterbodem en oevers te bemonsteren van de waterloop

naam waterloop (VHA)

gewestcode waterloop

identificator VHA-waterloopsegment

afbakening van het te onderzoeken traject (met aanduiding op plan als bijlage) zoals aangeduid op het plan als bijlage.

Periode van bemonstering: *(bijvoorbeeld juni-juli 2025)*

Deze bemonstering gebeurt in opdracht van:

Naam opdrachtgever

Adres opdrachtgever

Contactpersoon opdrachtgever

De reden van dit onderzoek is:

Reden van het onderzoek

23.3 BIJLAGE 3: TRIADE KWALITEIT WATERBODEM

Het triade-concept combineert drie onderdelen voor de karakterisatie van waterbodems (fysico-chemie, ecotoxicologie en biologie). Op die manier wordt een eerste ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodem gevormd waardoor een genuanceerd oordeel kan geveld worden over de eigenlijke actuele ecologische kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van een waterbodem wordt vergeleken met een referentiebodem die de natuurlijke toestand benadert. Hoe meer luiken een afwijking ten opzichte van de referentiebodem vertonen, hoe slechter de waterbodemkwaliteit.

De VMM hanteert de triade-methodiek voor het monitoren van de kwaliteit van waterbodems. Het meetnet bestaat uit een 600-tal locaties die sinds 2000 éénmaal om de 4 jaar worden geanalyseerd. In 2008 werd het aantal locaties per cyclus teruggebracht naar 300 meetplaatsen. Sinds 2016 wordt een 6-jarige cyclus aangehouden:

- 2000-2003: 600 meetplaatsen
- 2004-2007: 600 meetplaatsen
- 2008-2011: 300 meetplaatsen
- 2012-2015: 300 meetplaatsen
- 2016-2021: 300 meetplaatsen

23.3.1 Monsterneming, strategie en apparatuur

Bij de voorbereiding van de monsternamingscampagne werd van ieder meetplaats een theoretisch bemonsteringsgrid voorgesteld aan de hand van de breedte van de waterloop en de geschatte heterogeniteit van de waterbodem in een 50 meter zone. Op het veld wordt in stroomopwaartse richting bemonsterd, teneinde de invloed op het nemen van de volgende stalen te minimaliseren. Om praktisch en efficiënt te kunnen werken, wordt in diagonalen bemonsterd. Op die manier bekomt men een *stratified-at-random* bemonstering, d.w.z. in ieder vak worden *at random* een deelstaal of meerdere deelstalen genomen. Meestal is een gemiddelde van 50 deelstalen voldoende om ongeveer 40 liter waterbodem te verzamelen. Voor de biologische evaluatie moet ervoor gezorgd worden dat minstens 10 deelstalen genomen worden per 10 liter waterbodem.

Bij een algemene beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem is er vooral interesse voor de laag die het meest interageert met het bovenstaande water en moet hoofdzakelijk deze laag bemonsterd worden. In de praktijk gaat het over een diepte van maximum 20 cm. De gebruikte verzwaarde Van Veen grijper (2 liter) voldoet hieraan.

Het materiaal wordt verzameld in een inox vat van 50 liter. Het staal wordt met behulp van een inox mortelroerder gehomogeniseerd. Vervolgens wordt het homogene mengstaal verdeeld over de verschillende recipiënten. Dit gebeurt onder voortdurend mengen van het mengmonster en het *at-random* verdelen over de verschillende recipiënten.

Het mengstaal van ongeveer 45 liter wordt op het terrein verdeeld in drie substalen:

- één substaal voor de fysisch-chemische analyses (3 liter);
- één substaal voor de biologische evaluatie (minimum 10 liter);
- één substaal voor de ecotoxicologische testen (10 liter).

Tijdens de bemonstering worden een aantal *in situ* metingen uitgevoerd, namelijk: de meting van de opgeloste zuurstof, de zuurtegraad, het geleidend vermogen en de temperatuur van het oppervlaktewater.

Beoordelings-componenten	Beoordelingstechnieken	Geeft informatie over
Fysico-chemie	Fysische en chemische analyse van het sediment	Bodemtype, aanwezigheid van specifieke toxische stoffen en verontreinigingsgraad
Ecotoxicologie	Toxiciteitstesten: <ul style="list-style-type: none"> - Laboratoriumtesten (bioassays) - Bioaccumulatietesten: actief en passief 	<ul style="list-style-type: none"> - Potentiële toxiciteit van de aanwezige verontreinigingen. - Informatie is niet stofspecifiek. - Doorvergiftigingsrisico en biologische beschikbaarheid van specifieke stoffen.
Biologie	Analyse van de samenstelling en abundanties van de levensgemeenschap in/op waterbodem	<ul style="list-style-type: none"> - Actuele ecologische kwaliteit. - Informatie is niet stofspecifiek.

Tabel 14: Waterbodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron: VMM)

23.3.2 Fysisch-chemische beoordeling

De fysisch-chemische component van de Triade beschrijft de fysisch-chemische kwaliteit van de waterbodem. Steeds worden de meest gekende chemische verontreinigingen geanalyseerd, waardoor de fysisch-chemische inhoud van de waterbodem wordt gegeven.

In het kader van de methodologische studie naar de inventarisatie, de ecologische effecten en de saneringsmogelijkheden van de bodems van de Vlaamse waterlopen werd een toetsingskader ontwikkeld dat de aanrijking aangeeft van microverontreinigingen t.o.v. referentiegehalten, nadat een standaardisatie is gebeurd voor zware metalen en organische microverontreinigingen t.o.v. organische stof (5%) en klei (11%). Dit gebeurt volgens de voorwaarden voor omrekening van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen voor terrestrische bodems.

Bij de verdeling in fysisch-chemische klassen worden arbitraire aanrijkniveaus t.o.v. referentiewaarden aangenomen. De referentiewaarden werden tijdens de studie bepaald uit het geometrisch gemiddelde van 12 streng geselecteerde referentiewaterlopen in Vlaanderen (tabel 16). Van iedere variabele wordt een verhouding t.o.v. de referentie berekend, de VTR. De logaritme hiervan varieert tussen de grenzen 0 en 2. M.a.w. het aanrijkniveau varieert tussen 0 en 100. Tussen deze grenzen worden arbitrair 4 klassen gedefinieerd (tabel 15).

Log VTR	Aanrijking	Klasse	Kleur	Betekenis t.o.v. referentie
< 0,4	< 2,5	1	Blauw	Niet afwijkend
0,4 – 0,8	2,5 – 6,3	2	Groen	Licht afwijkend
0,8 – 1,2	6,3 – 15,8	3	Geel	Afwijkend
> 1,2	> 15,8	4	Rood	Sterk afwijkend

Tabel 15: Logindex en aanrijkniveau voor de verschillende fysisch-chemische klassen

Microverontreiniging	Referentiewaarde	X	Y	Z	
Arseen	11	27,5	69,3	173,8	mg/kg DS
Cadmium	0,38	1,0	2,4	6,0	mg/kg DS
Chroom	17	42,5	107,1	268,6	mg/kg DS
Koper	8	20,0	50,4	126,4	mg/kg DS
Kwik	0,05	0,1	0,3	0,8	mg/kg DS
Lood	14	35,0	88,2	221,2	mg/kg DS
Nikkel	11	27,5	69,3	173,8	mg/kg DS
Zink	67	167,5	422,1	1.058,6	mg/kg DS
APKWS	37	92,5	233,1	584,6	mg/kg DS
EOX	31	77,5	195,3	489,8	mg/kg DS
Som OCP	3,9	9,8	24,6	61,6	µg/kg DS
Som 7 PCB's	5,1	12,8	32,1	80,6	µg/kg DS
6 PAK's van Borneff	0,220	0,6	1,4	3,5	mg/kg DS

Lager dan X: klasse 1 – tussen X en Y: klasse 2 – tussen Y en Z: klasse 3 – hoger dan Z: klasse 4

Tabel 16: Referentiewaarden voor de verschillende variabelen als het geometrisch gemiddelde van 12 referentiewaterlopen en de verschillende niveaus ter indeling van de klassen

Ecotoxicologische beoordeling

Een ecotoxicologische beoordeling geeft een idee over de potentiële effecten op organismen. Daartoe worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne (uren of dagen) blootgesteld aan poriënwater of waterbodems. Tussen verschillende soorten testorganismen bestaan grote verschillen in gevoeligheid voor specifieke toxische stoffen. Bovendien kan de biologische beschikbaarheid van stoffen in waterbodems aanzienlijk verschillen tussen de organismen. Vandaar dat een testbatterij wordt aanbevolen. Verder spelen ook kostenefficiëntie, snelheid en eenvoud een belangrijke rol bij de keuze van de testen.

Voor elke poriënwater bioassay wordt het aantal effect eenheden bepaald. Effect eenheden (EE) is de reciproke waarde van de EC₅₀ of LC₅₀. Deze laatste zijn respectievelijk de effectconcentratie of de letale concentratie waarbij 50% van de blootgestelde organismen een effect vertoont of sterft. Voor de vaste test wordt het procent mortaliteit weergegeven van de blootgestelde organismen na een bepaalde tijd.

Een ecotoxicologische referentiewaterbodem wordt gedefinieerd als een waterbodem waarbij geen acute toxiciteit wordt waargenomen. Voor elke poriënwater bioassay wordt het aantal effect eenheden gedeeld door 0.01 om een deling door 0 te vermijden. De bekomen 'verhouding-tot-referentie (VTR) waarden' worden uitgemiddeld over de testbatterij en verdeeld in 4 klassen (tabel 17).

Eveneens wordt voor de vaste fase test het procent mortaliteit ingedeeld in 4 klassen (tabel 18).

VTR	Klasse	Kleur	Betekenis
1	1	Blauw	Geen acute impact
1 - 150	2	Groen	Licht acute impact
150 – 300	3	Geel	Acute impact
> 300	4	Rood	Ernstige acute impact

Tabel 17: VTR en ecotoxicologische klassenindeling voor poriewatertesten

% Sterfte	Klasse	Kleur	Betekenis
< 20	1	Blauw	Geen acute impact op benthische biota
20 – 50	2	Groen	Licht acute impact op benthische biota
50 – 75	3	Geel	Acute impact op benthische biota
75 - *100	4	Rood	Ernstig acute impact op benthische biota

Tabel 18: % Sterfte en ecotoxicologische klassenindeling voor vaste fase test

23.3.3 Biologische beoordeling

Als indicatoren voor een biologische beoordeling van waterbodems wordt de aanwezigheid van benthische macro-invertebraten onderzocht. Met deze veldwaarneming kunnen actuele negatieve effecten in het veld aangetoond worden. Een veldinventarisatie geeft ook een globaal beeld van de ecologische kwaliteit van het waterecosysteem. Vandaar dat het noodzakelijk wordt geacht meerdere variabelen (randfactoren) te kennen om betrouwbaar inzicht te krijgen in deze kwaliteit. Om een relatie te kunnen leggen met de aanwezige verontreinigingen is een grondig inzicht in de bodemkarakteristieken nodig omdat deze in hoofdzaak bepalend zijn voor de samenstelling van de macrofauna. Daarom zijn ook referentielocaties belangrijk. In tabel 19: Waterbodembodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron VMM) wordt de klassenindeling hiervan weergegeven (De Pauw & Heylen, 2001).

BWI	Klasse	Kleur	Betekenis
7 - 10	1	Blauw	Goede biologische kwaliteit
5 - 6	2	Groen	Matige biologische kwaliteit
3 - 4	3	Geel	Slechte biologische kwaliteit
0 - 2	4	Rood	Zeer slechte biologische kwaliteit

Tabel 19: Indeling in klassen van de BWI

Aanvullend bij de biotische index wordt rekening gehouden met kaakafwijkingen bij muggenlarven. Uit verschillende onderzoeken is gebleken dat kaakafwijkingen bij muggenlarven kunnen gerelateerd worden aan de aanwezige microverontreiniging. In het kader van het waterbodemeetnet VMM zijn deze 150 meetplaatsen aan een onderzoek naar de kaakafwijkingen bij muggenlarven onderworpen.

Voor het % misvormingen worden drie criteria onderscheiden:

criterium 1: meer dan 8%;

criterium 2: meer dan 16%;

criterium 3: meer dan 32%.

Uiteindelijk wordt het sterkste signaal (hoogste klasse) van beide indexen op de biologische as aangeduid. Wat op zijn beurt resulteert in volgende biologische beoordeling.

Klasse	Beoordeling	Kleur
1	Goede biologische kwaliteit	Blauw
2	Matige biologische kwaliteit	Groen
3	Slechte biologische kwaliteit	Geel
4	Zeer slechte biologische kwaliteit	Rood

Tabel 20: Biologische beoordelingsklassen

23.3.4 Triadebeoordeling

Een kwaliteitsbeoordeling doet een uitspraak over de kwaliteit van een waterbodem aan de hand van beschrijvende of numerieke beoordelingsmethoden. De Triade combineert de drie onderdelen van de karakterisatie (fysico-chemie, ecotoxicologie en biologie). Op die manier wordt een ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodem gevormd. Dit eerste oordeel kan een aanzet zijn voor diepgaander onderzoek of bescherming van de waterbodem of vormt een aanwijzing voor een al dan niet ernstige bedreiging voor het ecosysteem.

Op die manier kan de Triade gebruikt worden om waterbodems te rangschikken volgens toenemende prioriteit voor saneringsonderzoek binnen het ecologisch herstel van rivieren/beken. Hierbij moet men rekening houden met het feit dat een sanering van de waterbodem slechts zinvol is wanneer aan de lozingsbron zuiveringsinspanningen aan het oppervlaktewater zijn ondernomen. Enkel in deze waterlopen waar lozingsbronnen zijn afgesloten, is het opportuun een screening met de triade toe te passen en kan een eerste zinvolle prioriteitenlijst opgemaakt worden. Evenwel zal bij het opstellen van een prioriteitenlijst van te saneren waterlopen nog steeds het aspect hydraulische en nautische redenen een belangrijke rol spelen.

Bovendien bestaat, wanneer specie aan land wordt gebracht, de mogelijkheid van een nieuwe (land)bodemverontreiniging door een verontreinigde waterbodem.

Om tot een eenduidige lijst van prioritair verder te onderzoeken waterbodems te komen, werd tijdens de karakterisatiestudie voorgesteld een triadekwaliteitsbeoordeling te ontwikkelen. Bij de triadekwaliteitsbeoordeling of TKB, waarbij elk van de drie klassen hetzelfde gewicht draagt in de uiteindelijke beoordeling worden klassen omgezet in signalen. De fysisch-chemische klassen 3 en 4 krijgen de signaalfunctie (+). Klassen 1 en 2 krijgen een minteken, of geen signaal. Biologisch en ecotoxicologisch worden de klassen 2, 3 en 4 als signalen beschouwd (+). Klasse 1 betekent hier geen signaal (-) (tabel 21). Op basis van de signalen, bekomen in de drie beoordelingen afzonderlijk, kunnen de waterbodems gerangschikt worden in volgorde van globale kwaliteitsbeoordeling van de Triade.

De redenering daarbij is de volgende: het samengaan van een chemisch met een biologisch en een ecotoxicologisch signaal (+) kan wijzen op effecten, die te wijten zijn aan verontreiniging. Dergelijke waterbodems krijgen een slechte kwaliteitsbeoordeling op basis van de Triade. Het ontbreken van de signalen (-) in alle drie de beoordelingen wijst op een 'zuivere' waterbodem.

Klasse	Signaal		
	Fysisch-chemisch (C)	Ecotoxicologisch (E)	Biologisch (B)
1	-	-	-
2	-	+	+
3	+	+	+

Tabel 21: Omzetting van klassen in signalen (- of +) als hulpmiddel bij de globale kwaliteitsbeoordeling

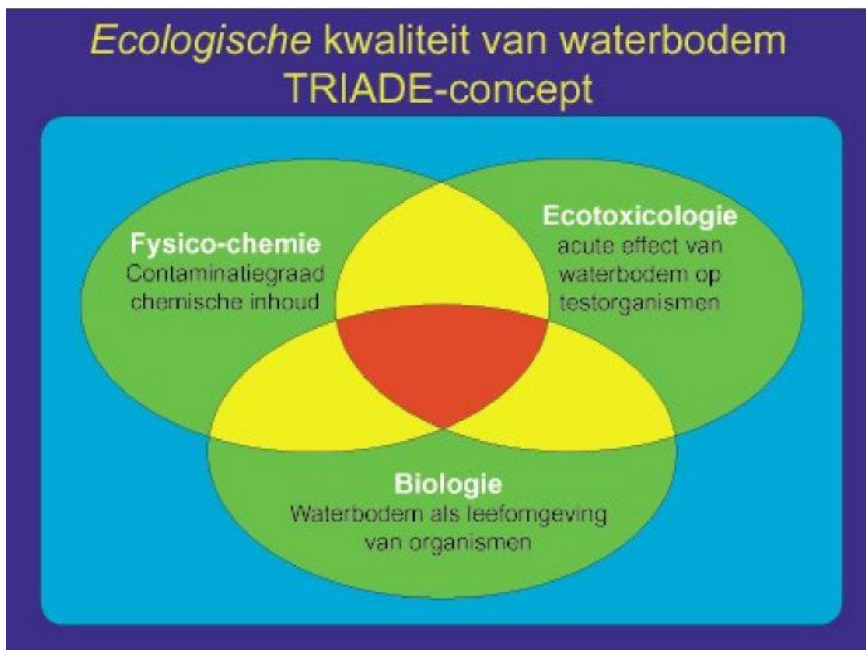
Volgens het Triadeconcept worden waterbodems onderverdeeld in vier klassen:
 Klasse 4 (TKB 4) betekent een ernstige indicatie voor een ernstige verontreiniging.
 Klasse 3 (TKB 3) verwijst naar een verontreiniging.
 Klasse 2 (TKB 2) verwijst naar een matige verontreiniging.
 Klasse 1 (TKB 1) geeft een indicatie voor afwezigheid van verontreiniging.

Chemie	Ecotoxicologie	Biologie	Globale klasse
+	+	+	4
-	+	+	3
+	+	-	
+	-	+	2
-	-	+	
-	+	-	
+	-	-	1
-	-	-	

Tabel 22: Triadekwaliteitsbeoordeling (TKB)

In de VMM-waterbodembank (www.vmm.be) kunnen de relevante meetpunten met de relevante gegevens worden opgevraagd. De deskundige moet tevens nagaan of er andere relevante triade-gegevens beschikbaar zijn.

<http://geoloket.vmm.be/Geoviews/map.phtml>



Figuur 7: Ecologische kwaliteit van de waterbodemb: triadeconcept

23.4 BIJLAGE 4: OVERZICHT TRIGGERWAARDEN

De triggerwaarden voor waterbodem werden afgeleid zoals beschreven in het rapport 'Waterbodem – Triggerwaarden voor verder onderzoek'. Voor een aantal parameters is de voorgestelde triggerwaarde (BSI>6) lager dan de waarde voor vrij hergebruik (bijlage 5 VLAREBO). In deze gevallen wordt de triggerwaarde beleidsmatig gelijkgesteld met de waarde voor vrij hergebruik. Onderstaande tabel geeft de uiteindelijke triggerwaarden weer:

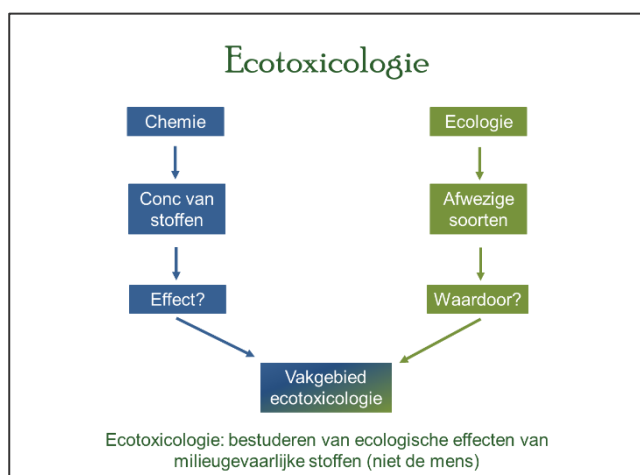
Parameter	Eenheid	Triggerwaarde
As t	mg/kg ds	52.0
Cd t	mg/kg ds	5.56
Co t	mg/kg ds	32.7
Cr t	mg/kg ds	94.9
Cu t	mg/kg ds	101.6
Hg t	mg/kg ds	1.7
Ni t	mg/kg ds	48
Pb t	mg/kg ds	152
Se t	mg/kg ds	6.13
Sn t	mg/kg ds	15.0
V t	mg/kg ds	56.9
Zn t	mg/kg ds	679
Acenaft	mg/kg ds	3.1
Acenaftyl	mg/kg ds	0.6
Ant	mg/kg ds	2.4
B(a)A	mg/kg ds	3.9
B(a)P	mg/kg ds	0.665
B(b)Flu	mg/kg ds	1.1
B(e)P	mg/kg ds	1.212
B(ghi)Pe	mg/kg ds	0.556
B(k)Flu	mg/kg ds	0.6
Chr	mg/kg ds	2.5
dBz(ah)An	mg/kg ds	0.3
Fen	mg/kg ds	15
Flu	mg/kg ds	2
Fluoreen	mg/kg ds	9.5
Indenol(123cd)p	mg/kg ds	0.7
Naft	mg/kg ds	0.618
Pyr	mg/kg ds	21

Parameter	Eenheid	Triggerwaarde
PCB 101	µg/kg ds	10.0
PCB 118	µg/kg ds	6.90
PCB 138	µg/kg ds	13.0
PCB 153	µg/kg ds	17.0
PCB 170	µg/kg ds	3.61
PCB 180	µg/kg ds	12.0
PCB28	µg/kg ds	4.68
PCB 31	µg/kg ds	3.46
PCB 49	µg/kg ds	2.70
PCB 52	µg/kg ds	7.92
BDE 100	µg/kg ds	2.100
BDE 153	µg/kg ds	2.50
BDE 154	µg/kg ds	0.500
BDE 183	µg/kg ds	1.76
BDE 209	µg/kg ds	1120
BDE 28	µg/kg ds	3.00
BDE 47	µg/kg ds	3.40
BDE 66	µg/kg ds	3.38
BDE 85	µg/kg ds	2.50
BDE 99	µg/kg ds	4.22
M BySn	µgSn/kg ds	45.6
D BySn	µgSn/kg ds	55.6
D FySn	µgSn/kg ds	4.59
T BySn	µgSn/kg ds	0.052
T FySn	µgSn/kg ds	6.79
1234CBz	µg/kg ds	0.380
1235CBz	µg/kg ds	0.587
1245CBz	µg/kg ds	0.640
14CBz	mg/kg ds	1.6
24DDD	µg/kg ds	50
44DDD	µg/kg ds	50
44DDE	µg/kg ds	50
44DDT	µg/kg ds	50
HCBz	µg/kg ds	60
KWS ap.	mg/kg ds	988
Peryleen	mg/kg ds	0.280
TransChloordaan	mg/kg ds	0.100
Tolueen	mg/kg ds	1.6
Cyaniden totaal	mg/kg ds	2.31
Cyaniden vrijstelb.	µg/kg ds	3000
Dieldrin	µg/kg ds	50
EAS tce	mg/kg ds	787
EOX	mgCl/kg ds	3.60
TetraBrBiphA	µg/kg ds	33.8

Tabel 23: Overzicht triggerwaarden

23.5 BIJLAGE 5: ACHTERGRONDINFORMATIE OVER DE BIOLOGISCHE BESCHIKBAARHEID VAN MILIEUVERONTREINIGINGEN EN HET VASTSTELLEN VAN ECOTOXICOLOGISCHE RISICO'S IN WATERBODEM EN OEVERS

In 2020 hebben Johnny Teuchies (Universiteit Antwerpen) en Jaap Postma (Ecofide) een korte cursus “biologische beschikbaarheid en ecotoxicologische risico’s” voor de OVAM verzorgd. Hierin is ingegaan op enkele basisprincipes voor het vaststellen van biologisch beschikbare fracties en het optreden van ecotoxicologische risico’s, waarna deze achtergrondinformatie met een praktijkvoorbeeld is geïllustreerd. Deze informatie is hieronder voor een breder publiek samengevat.



Figuur 8

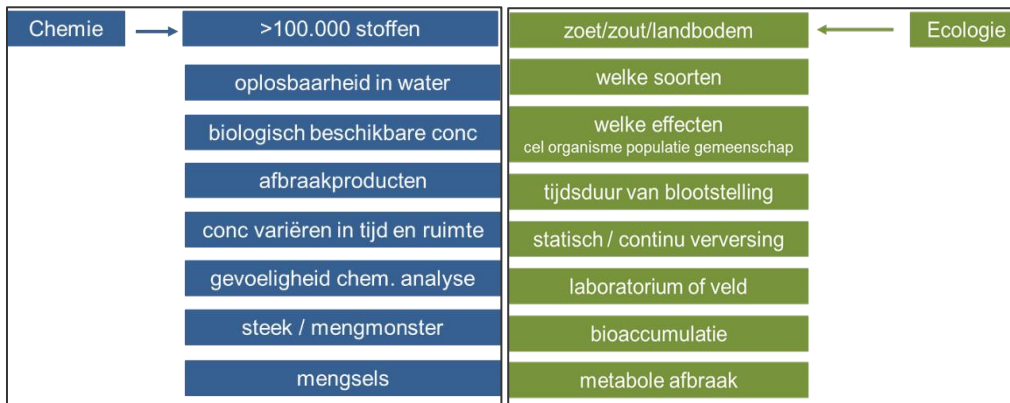
23.5.1 Ecotoxicologie

Het vakgebied van de ecotoxicologie richt zich op de ecologische effecten van milieugevaarlijke stoffen en omvat daarmee twee expertisevelden namelijk de chemie en ecologie. Chemische analyses geven veel inzicht in de concentraties, beschikbaarheid en bioaccumulatie van de aanwezige stoffen, maar geven niet altijd voldoende informatie om de ecologische effecten correct in te schatten. Aan de andere kant hebben ecologen veel inzicht in de aan- en afwezigheid van soorten, maar is niet altijd duidelijk door welke factoren de eventuele afwezigheid van een soort wordt veroorzaakt.

Door beide expertisevelden te combineren proberen ecotoxicologen inzicht te krijgen in deze causale relaties tussen de aanwezigheid van milieuverontreinigende stoffen en de ecologische effecten hiervan (bijv. Moriarty, 1999). Deze relaties zijn echter zelden rechtlijnig⁸, waardoor men bij zowel het meten van stoffen als het meten van ecologische effecten met allerlei factoren rekening moet houden. Bij het meten van chemische concentraties gaat het onder andere om de aanwezigheid van een zeer groot aantal stoffen, die niet allemaal even goed oplosbaar zijn, waarvan de biologisch beschikbare concentraties in tijd en ruimte kunnen variëren, die in het milieu in wisselende mate kunnen worden afgebroken en waar niet in alle gevallen voldoende

⁸ Univariate, rechtlijnige relaties treden vooral op in situaties waar één stof in zodanig hoge concentraties aanwezig is, dat dit een dominant effect op de ecologie heeft waardoor de effecten van andere, van nature voorkomende, stuurfactoren als stroming, licht en voeding worden overschaduwd.

gevoelige analytische methoden voor aanwezig zijn. De ecologische effecten van een dergelijke blootstelling verschillen tussen soorten en nemen toe als de blootstelling langer duurt. Daarbij maakt het uit of men de effecten op een cellulair niveau, op organismen of op hele levensgemeenschappen bestudeert, of men dit in een veldsituatie of in een (vereenvoudigde) laboratorium omgeving beoordeeld en in welke mate de geaccumuleerde stoffen kunnen worden afgebroken en uitgescheiden.



Figuur 9

Bij de beoordeling van ecotoxicologische risico's vergelijkt men de in het milieu aanwezige concentratie (voorspeld dan wel gemeten) met de concentratie waarboven men ecologische effecten verwacht (bijv. een waterkwaliteitsnorm of meer specifieke informatie over mogelijke effecten op een bepaalde soort). Dit drukt men uit in een risicoquotiënt: als deze groter is dan 1 worden ecologische effecten verwacht.

$$\text{Risicoquotiënt} = \frac{\text{Predicted Environmental Concentration}}{\text{Predicted No Effect Concentration}}$$

In de praktijk is de situatie meestal minder eenduidig (bijv. variërende concentraties van meerdere stoffen en onvoldoende kennis over de effecten op relevante soorten). Praktijksituaties worden daarom vaak beoordeeld middels een 'weight of evidence approach'. Met deze aanpak worden de risico's op verschillende vlakken en met verschillende technieken in kaart gebracht om tot een geïntegreerde eindbeoordeling te komen.

23.5.2 Achtergrondinformatie "Biobeschikbaarheid"

23.5.2.1 Algemeen

De biobeschikbaarheid van polluenten bepaalt in welke mate deze stoffen kunnen worden opgenomen door biologische organismen, dus b.v. bacteriën, planten, dieren of mensen. Er zal namelijk maar een bepaald aandeel van de polluenten aanwezig in het milieu beschikbaar zijn voor opname en dus voor nadelige effecten kunnen zorgen. De biobeschikbaarheid bepaalt daarmee in sterke mate de mogelijke gevaren die polluenten, aanwezig in het ecosysteem, zullen veroorzaken. Er zijn veel verschillende factoren die een invloed hebben op de biobeschikbaarheid van polluenten in het milieu. Deze factoren zijn o.m.:

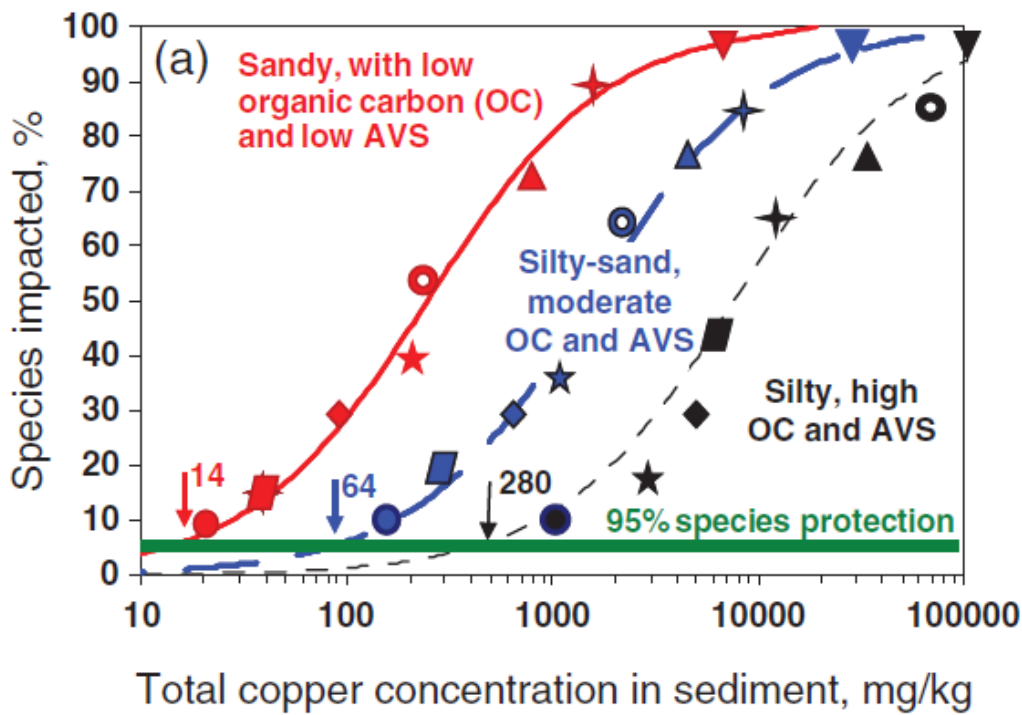
- In welk milieucompartiment de polluenten zich bevinden; grondwater, bodem, oppervlaktewater, sediment, lucht, ...

- De mate waarin de polluenten gebonden zijn in het milieu. Polluenten die sterker gebonden zijn aan b.v. organische partikels in de bodem of in het water zullen minder biobeschikbaar zijn en dus minder makkelijk worden opgenomen door biota en minder snel negatieve effecten tot gevolg hebben.
- Welke organismen worden blootgesteld en op welke manier ze met de polluenten in contact komen. In het aquatische milieu worden polluenten in het oppervlaktewater bijvoorbeeld opgenomen via de huid, door het maag-darmstelsel bij benthische organismen die sediment eten of via prooien bij predatoren.

De totale concentratie aan polluenten gemeten in een milieucompartiment geeft informatie over de aanwezigheid van polluenten, maar informatie over de biobeschikbaarheid is noodzakelijk om de risicobeoordeling correct te kunnen uitvoeren. De processen die de biobeschikbaarheid beïnvloeden verschillen tussen verschillende polluenten. Zo zal het gedrag van PFOS, cadmium of benzo(a)pyreen in een aquatisch ecosysteem sterk verschillen en beïnvloed worden door andere factoren. In de volgende delen van het hoofdstuk 'Biobeschikbaarheid' worden de processen verder toegelicht aan de hand van metalen. Biobeschikbaarheid van metalen is namelijk complex, er is al zeer veel kennis over beschikbaar en het zijn in Vlaanderen vaak probleemparameters bij hotspots door historische verontreiniging.

23.5.2.2 Biobeschikbaarheid van metalen

Metalen worden het makkelijkst door organismen opgenomen als ze voorkomen als vrije kationen (geladen moleculen met een positieve lading). Voor de meeste metalen, zoals b.v. cadmium, nikkel, koper of zink zijn dit tweewaardig positieve ionen, die zich vrij in het (porie)water kunnen bewegen. De biobeschikbaarheid van metalen daalt als ze zich binden aan moleculen of deeltjes, meestal deeltjes met een (licht) negatieve lading. Deeltjes die in aquatische ecosystemen talrijk voorkomen en een goede bindingscapaciteit hebben voor metalen zijn o.m. organische partikels, fijne kleideeltjes, ijzer en mangaan hydroxiden of sulfiden. Hoe meer van deze deeltjes er aanwezig zijn in de waterbodem, hoe sterker de metaal-ionen gebonden zullen zijn en hoe minder makkelijk ze kunnen opgenomen worden door planten of dieren. Zo zullen veel meer biologische soorten een negatief effect ondervinden bij een waterbodem die zandig is en weinig organisch materiaal bevat dan een bodem met dezelfde concentratie aan metalen, maar meer klei, organisch materiaal en sulfiden bevat (Figuur 10). Een andere belangrijke factor is de mate waarin er andere positieve ionen aanwezig zijn die in competitie kunnen treden met de metaal-ionen. Zo zal bijvoorbeeld bij een lage pH (maat voor het aantal positieve waterstofatomen) de concentratie H^+ ionen hoog zijn. Deze H^+ ionen zullen ook binden op de negatieve bindingsplaatsen van bijvoorbeeld organisch materiaal waardoor de metalen terug in oplossing komen en hun biobeschikbaarheid toeneemt.



Figuur 10: Het aandeel soorten (%) (y-as) dat negatief beïnvloed wordt bij een toenemende concentratie aan koper (mg/kg, x-as) voor 3 verschillende bodems. De rode bodem is zandig met een laag gehalte aan organisch koolstof (OC) en sulfiden (AVS) en dus een hoge biobeschikbaarheid waardoor er reeds bij lage concentraties een negatieve impact is op organismen. De zwarte bodem is rijk aan klei en leem (silty) en heeft hoge waarden aan organisch koolstof (OC) en sulfiden (AVS) en dus een lage biobeschikbaarheid. Bij deze bodem moeten de concentraties aan koper veel hoger zijn om bij hetzelfde aantal soorten een negatieve impact te veroorzaken. Figuur naar (Simpson & Batley, 2016)

De aanwezigheid van ijzer- en mangaanhydroxiden en sulfiden in de waterbodem wordt beïnvloed door bacteriële activiteit. Bij condities waar er veel zuurstof aanwezig is, bv in de bovenste laag van de waterbodem zullen ijzer en mangaan hydroxiden vormen. Dit zijn moleculen die een sterke affiniteit hebben voor metalen en zullen de biobeschikbaarheid dus verlagen. Als zuurstof in de waterbodem wordt opgebruikt door biologische processen zullen bacteriën ijzer en mangaan reduceren bij het afbreken van organisch materiaal. In deze vorm kunnen deze elementen geen hydroxiden meer vormen en komen ook de metalen, die aan de ijzer- en mangaanhydroxiden waren gebonden, terug vrij. Als ook alle ijzer- en mangaanmoleculen zijn gereduceerd zullen bacteriën overgaan tot de reductie van sulfaat tot sulfiden in het proces om organisch materiaal af te breken. Dit komt meestal voor in anaerobe sedimenten (diepere lagen) met veel organisch materiaal. Deze sulfiden vormen een sterke binding met metaalionen zodat hun biobeschikbaarheid afneemt. Naast fysische en chemische processen zullen ook verschillende biologische processen een belangrijke invloed kunnen hebben op metaalbiobeschikbaarheid.

We haalden reeds het voorbeeld aan van bacteriën die ijzer, mangaan of sulfaat reduceren en zo bepalen of de hydroxiden en sulfiden in de waterbodem aanwezig zullen zijn. Een andere belangrijke parameter daarbij is of zuurstof al dan niet in de waterbodem kan doordringen.

Er zijn verschillende biologische processen die hier een invloed op hebben. Zo kunnen tweekleppigen of wormen die in de waterbodem leven gangen maken waardoor zuurstofrijk water dieper in de waterbodem kan

doordingen en hierdoor de biobeschikbaarheid kan beïnvloeden. Ook planten kunnen door een verlies van zuurstof uit hun wortels de biobeschikbaarheid van metalen rond de wortel sterk beïnvloeden. Er zijn zeer veel verschillende factoren die een invloed hebben op de mate van binding en dus de beschikbaarheid van metalen in aquatische ecosystemen. Er bestaan verschillende modellen die de biobeschikbaarheid van metalen in water berekenen. Dit zijn o.m. het Free Ion Activity Model (FIAM) dat op basis van verschillende factoren de concentratie aan vrije metaalionen in het oppervlaktewater voorspelt. Of het Biotic Ligand Model (BLM) dat de opname berekent van metalen door een organisme. Deze modellen voorspellen voornamelijk de biobeschikbaarheid in water. Het bepalen van de biobeschikbaarheid van metalen in de waterbodem is complexer. Hier gaan we in het volgende hoofdstuk op in.

23.5.2.3 Metten van biobeschikbaarheid

Conditie in de waterbodem

Een eerste mogelijkheid om een beter zicht te hebben op de biobeschikbaarheid van metalen in de waterbodem is om naast de totale concentraties aan metalen ook alle factoren te meten die een invloed hebben op de biobeschikbaarheid. Een belangrijke factor in de waterbodem is de concentratie aan sulfiden (zuurvluchtige sulfiden of acid volatile sulfides AVS) en simultaan geëxtraheerde metalen (SEM). Wanneer er een overmaat aan sulfiden aanwezig is ($SEM - AVS < 0$) zullen de metalen in het sediment gebonden zijn aan de sulfiden en wordt voorspeld dat de biobeschikbaarheid en toxiciteit van de aanwezige metalen laag zal zijn. Metalen die sterk gebonden worden aan sulfiden zijn Cd, Cu, Ni, Pb en Zn. Het meten van AVS/SEM geeft in vele gevallen een goede eerste indicatie van de biobeschikbaarheid in waterbodems. Andere variabelen die gemeten worden om de biobeschikbaarheid te bepalen zijn o.m. het gehalte aan organisch materiaal, de zuurtegraad (pH) en het kleigehalte in de waterbodem.

Op basis van de totale concentratie aan metalen gemeten in de waterbodem kan er met behulp van een evenwichtsconstante berekend worden wat de concentratie in het poriewater is. Dit noemt men evenwichtspartitie of Equilibrium Partitioning Coefficient (EqP). De metalen die zich vrij in het poriewater kunnen bewegen worden verondersteld beschikbaar te zijn voor opname door planten of dieren. Hoe meer variabelen die een invloed hebben op de binding van metalen, zoals hierboven besproken, er worden gemeten, hoe beter de poriewaterconcentratie en dus de biobeschikbaarheid kan worden berekend.

Het voordeel van deze methoden is dat er gebruik wordt gemaakt van relatief eenvoudige technieken met een lage kostprijs. Het nadeel is dat de binding van metalen een complex proces is dat zich niet onder alle omstandigheden goed laat voorspellen. Bij EqP wordt daarbij verondersteld dat organismen worden blootgesteld via het poriewater. Voor organismen die sediment(partikels) opnemen zijn deze technieken minder geschikt om de biobeschikbaarheid te voorspellen.

Metten in poriewater

Omdat het niet eenvoudig is metaalconcentraties in het poriewater te voorspellen kunnen de concentraties ook rechtstreeks in het poriewater worden gemeten. Er bestaan verschillende manieren om poriewater te bemonsteren. De eenvoudigste manier is om een bodemstaal te centrifugeren en zo de waterfase en de sedimentpartikels van elkaar te scheiden.

Het nadeel is dat bij het nemen, transporteren en centrifugeren van het staal de condities kunnen veranderen zodat ook de gemeten poriewaterconcentraties en dus de biobeschikbaarheid verschillen van de natuurlijke omstandigheden. Er bestaan ook verschillende manieren om poriewater *in situ* te extraheren. Door semipermeabele materialen in de waterbodem te brengen kan het poriewater worden geëxtraheerd onder de natuurlijke condities. Voorbeelden van deze technieken zijn 'Rhizons' (commercieel beschikbaar) of 'Peepers'. Deze *in situ* extractie is echter veel minder eenvoudig, voornamelijk bij grotere waterdiepten.

Rechtstreeks meten: chemisch

De biobeschikbaarheid kan ook gemeten worden met verschillende 'chemische' technieken. Een eerste mogelijkheid is om de biobeschikbare metaalfractie uit het sediment te extraheren met behulp van chemische stoffen. Een techniek die vaak in Nederland wordt gebruikt is een milde extractie waarbij de mobiele fractie aan metalen uit een waterbodestaal wordt geëxtraheerd door het staal te schudden met een CaCl_2 oplossing. Soms worden er verschillende extracties opeenvolgend uitgevoerd (sequentiële extracties) waarbij de opeenvolgende metaalfracties die sterker gebonden zijn aan het sediment worden vrijgemaakt. Dit geeft informatie over de manier waarop de metalen zijn gebonden aan het sediment en onder welke condities de metalen kunnen vrijkomen en biobeschikbaar worden. Voor organische pollutanten (bijvoorbeeld PAK's, PCB's, gebromeerde vlamvertragers, ...) worden andere extractieprocedures gebruikt, zoals een extractie met een poreus polymeer (Tenax). Extractietechnieken zijn relatief eenvoudig en goedkoop, maar ook hier is het nadeel dat de condities in de waterbodem kunnen veranderen door het nemen, transporteren en behandelen van de stalen en de gemeten biobeschikbaarheid anders kan zijn dan deze onder de veldcondities.

Er bestaan ook technieken om de biobeschikbaarheid *in situ* te meten. In deze zogenaamde 'passieve samplers' wordt de biobeschikbare fractie aan pollutanten geadsorbeerd aan een materiaal met een specifieke affiniteit voor een bepaalde (groep) pollutanten. Voor metalen worden meestal DGT's gebruikt (Diffusive Gradient in Thin film, commercieel beschikbaar). De gels of membranen met de specifieke affiniteit voor bepaalde pollutanten worden in een kunststof behuizing in het water of sediment gebracht voor een bepaalde periode (enkele uren tot enkele dagen) waarna de pollutanten kunnen worden geëxtraheerd en geanalyseerd. Het voordeel van deze techniek is dat de biobeschikbaarheid *in situ* en op een gestandaardiseerde manier kan gemeten worden. De metingen zijn geïntegreerd over een langere periode zodat er minder invloed is van fluctuaties in concentraties op korte termijn. Met deze techniek kunnen ook pollutanten worden gemeten die in heel lage concentraties voorkomen. Passieve samplers trachten die concentratie aan pollutanten te meten waaraan organismen worden blootgesteld. Dit gaat echter enkel over de blootstelling via water. Pollutanten die worden opgenomen via sediment partikels of voeding worden niet in rekening gebracht. Enkele andere nadelen van de techniek zijn (1) dat de resultaten worden uitgedrukt in een hoeveelheid pollutanten die in de passieve sampler is geaccumuleerd en dus moeilijk te vergelijken is met andere concentraties of normen, (2) dat de stroomsnelheid in het waterlichaam een grote invloed heeft op de concentraties die worden gemeten en (3) dat het niet altijd eenvoudig is om de passieve samplers te plaatsen en terug te lokaliseren in waterlichamen met grote diepte.

Rechtstreeks meten: Biologisch

Organismen worden via verschillende routes blootgesteld. Ze kunnen pollutanten opnemen via water, sedimentpartikels of voeding. Daarnaast kunnen ze pollutanten ook afbreken, opslaan of uitscheiden. De reële blootstelling benaderen via extracties of passieve samplers is complex en daarom vaak een vereenvoudiging. Een andere benadering is de pollutanten meten in organismen zelf (biomonitoring). Er kan gemeten worden in organismen die in het te onderzoeken waterlichaam leven (passieve biomonitoring) of in organismen die voor een bepaalde tijd in het waterlichaam worden blootgesteld, bijvoorbeeld in kooien die in de waterkolom hangen of op de waterbodem staan (actieve biomonitoring).

Nadien worden de organismen verzameld en wordt de concentratie aan pollutanten in de organismen bepaald. Op deze manier kan op een directe manier de biobeschikbaarheid worden gemeten, waarbij alle blootstellingsroutes in rekening worden gebracht.

Opname van pollutanten is echter soort-specifiek en kan ook binnen een soort verschillen tussen levensstadia of populaties. Biobeschikbaarheid voorspellen aan de hand van bioaccumulatie wordt dus in sterke mate

beïnvloed door de gekozen soort of het levensstadium waarin de organismen zich bevinden. Dit maakt vergelijken tussen waterlichamen of sites soms moeilijk. Chemische methoden daarentegen zijn meer gestandaardiseerd en maken vergelijken eenvoudiger. Een andere moeilijkheid is dat organismen kunnen migreren. Bij de risicobeoordeling van een verontreinigde site is het belangrijk organismen te selecteren die zich niet ver verplaatsen (bij passieve biomonitoring) of met gekooide organismen te werken (actieve biomonitoring).

Het correct meten van biobeschikbaarheid is niet eenvoudig. Er zijn veel verschillende technieken met elk hun voor- en nadelen. Bij een risicobeoordeling is het is steeds nuttig om de informatie van verschillende technieken te combineren. Ook is het sterk aan te raden om steeds stalen van een niet verontreinigde locatie van hetzelfde waterlichaam mee te nemen in de analyse ter vergelijking.

23.5.3 Achtergrondinformatie “Ecotoxicologie”

Bij het beoordelen van de ecotoxicologische risico's kan men in veel gevallen gebruik maken van al beschreven standaardmethoden, zoals de TRIADE aanpak van de VMM voor verontreinigde waterbodems (VMM, 2020; zie ook Bijlage 3 van deze Code van Goede Praktijk). Vergelijkbare methoden zijn ook beschikbaar voor afvalwater (zie bijv. Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water⁹) of verontreinigde oeveroeveren (RIVM, 2007).

In sommige gevallen kan een meer diepgaande analyse van de risico's wenselijk zijn. In sommige gevallen is de maatregel om de ecotoxicologische risico's te reduceren bijvoorbeeld zo omvangrijk en kostbaar, dat het wenselijk is om resterende onzekerheden beter in beeld te brengen. Ook in andere gevallen kan zo'n aanvullend onderzoek wenselijk zijn, bijvoorbeeld om beter rekening te houden met specifieke omstandigheden van de locatie (bijv. een locatie waar zowel de waterbodem als de oever verontreinigd is en transport van verontreinigingen tussen beide kan optreden). Ook de aanwezigheid van specifieke stoffen kan tot een uitgebreider onderzoek leiden. Bij de aanwezigheid van gebromeerde vlamvertragers zullen doorvergiftigingsrisico's in de voedselketen bijvoorbeeld een belangrijk onderdeel van de beoordeling moeten uitmaken. Bij het opstellen van een onderzoeksplan voor zo'n verdiepende, maatwerk aanpak worden telkens een aantal stappen doorlopen. Deze worden hieronder kort toegelicht, waarbij afhankelijk van de situatie de ene stap meer of minder aandacht behoeft dan de andere.

23.5.3.1 Verwachte blootstelling

Vragen zoals: Welke stoffen zijn aanwezig? Is de stof reactief? Breekt de stof snel af? Wat zijn de milieucondities (pH, zuurstofgehalte, binding aan zwevende stof etc)? Is de stof wateroplosbaar en/of biologisch beschikbaar? Zijn er voldoende gevoelige, stofspecifieke chemische analysetechnieken beschikbaar of dient de blootstelling aan de hand van som parameters plaats te vinden?

23.5.3.2 Te verwachten effecten

Vragen zoals: Wat is het werkingsmechanisme? Levert bestaande literatuur inzicht in de aard van de effecten en gevoeligste soorten? Zijn er al eerder vergelijkbare praktijkstudies uitgevoerd? Worden er effecten op lagere organismen verwacht of lopen met name toppredatoren risico's via doorvergiftiging? Kan het onderzoek zich op bepaalde soorten richten of is het beter om in eerste instantie gebruik te maken van een testbatterij, waarmee de mogelijke effecten op meerdere soorten in beeld worden gebracht?

⁹ <https://emis.vito.be/nl/erkende-laboratoria/water-gop/compendium-wac#deel5>;

23.5.3.3 Keuze van de testsoort

De keuze van een testsoort hangt af van bovenstaande inzichten over blootstelling en verwachte effecten maar ook van het doel van het onderzoek (bijvoorbeeld of het gebruik van een lokaal aanwezige soort relevant is);



de ernst van de blootstelling (bijvoorbeeld of effecten al bij een kortdurende blootstelling zijn te verwachten of dat men beter kan kiezen voor een meer langdurende blootstelling);

de vraag of het een water- of sedimentblootstelling betreft;

het onderzoeksbudget en bestaande ervaring met bepaalde testsoorten;

de noodzaak om het onderzoek conform (internationale) normen uit te voeren.

Dit is als voorbeeld geïllustreerd voor een standaardtest met de watervlo en een meer maatwerk aanpak op basis van een lokaal aanwezige slak.

soortkeuze	
	
Acute test watervlo	Chronische test slak
Snel (2 dagen)	Lang (3 weken)
Lage gevoeligheid	Hoge gevoeligheid
Internationale norm	Maatwerk
Randvoorwaarden bekend	Minder achtergrond kennis
Laboratorium kweek	Veld verzameld

23.5.3.4 Keuze van de testparameter

Ook als de testsoort bekend is, is er nog een verscheidenheid aan onderzoekstechnieken. Zo kan het onderzoek zich richten op parameters als bioaccumulatie, gen-expressie of het functioneren van cellen (bijvoorbeeld de aanmaak van specifieke eiwitten), maar ook op het functioneren van organismen of populaties. In het eerste geval zijn de relaties met de chemische blootstelling vaak meer eenduidig, maar geeft het onderzoek minder inzicht in het uiteindelijke effect op de aquatische levensgemeenschap. In de tweede situatie is het omgekeerde het geval: een veldexperiment kan veel inzicht geven in het uiteindelijke effect op de ecologie, maar het is in zo'n situatie niet altijd duidelijk welke combinatie van factoren (welke stof/stoffen, mate van beschikbaarheid, aanwezige voedselsituatie etc.) dit effect heeft doen ontstaan.

23.5.3.5 Causaliteit

Veel onderzoek naar ecotoxicologische risico's is onderdeel van een proces, waarin er uiteindelijk keuzes gemaakt moeten worden over de ernst en eventueel te nemen maatregelen. Causaliteit is daarbij een belangrijk element en kan op meerdere manieren worden versterkt. Ecotoxicologische risico's als gevolg van bioaccumulatie in de voedselketen zijn relatief eenvoudig vast te stellen via chemische analyses, waarmee direct ook deze causaliteit wordt geborgen. Moeilijker wordt het als er sprake is van een mengsel van stoffen in wisselende samenstelling en biologische beschikbaarheid. In die gevallen wordt vaak gewerkt met een 'weight of evidence approach': hoe meer onderdelen dezelfde kant op wijzen hoe meer zekerheid men in de conclusies kan hebben.

Hierbij kan men van meerdere mogelijkheden gebruik maken. Effecten op gen-, cel- of orgaaniveau zijn vaak relatief specifiek voor bepaalde type stoffen (bijvoorbeeld geslachtsverandering bij vissen onder invloed van oestrogene stoffen of de productie van methallothioneinen). Effecten op de groei, reproductie of sterfte van organismen zijn bij veldmonsters met een mengsel aan stoffen veelal moeilijker te duiden. In die gevallen richt het onderzoek zich vaak op een concentratiegradiënt, al dan niet ondersteund met stofspecifiek onderzoek in het laboratorium. Daarnaast neemt de ervaring en mogelijkheden van zogenaamde Effect Directed Analysis (EDA) snel toe. Bij deze techniek wordt een toxisch monster gefractioneerd (bijvoorbeeld via een LC-kolom), waarna de eventuele ecotoxiciteit in alle afzonderlijke fracties wordt vastgesteld. Verdere chemische analyses en/of fractionering richt zich vervolgens op alleen de fractie waarin toxische effecten zijn vastgesteld. Zo kan men uiteindelijk individuele stoffen als causale factoren identificeren (Brack, 2003).

Onderzoek naar de vraag of een verontreinigde waterbodem ook nadelige effecten op de waterkwaliteitsdoelen veroorzaakt, is een van de voorbeelden waar dergelijke overwegingen in worden meegenomen. Deze mogelijke invloed op de waterkwaliteitsdoelen hangt namelijk van allerlei factoren af, waarbij naast chemische, ecotoxicologische (bijvoorbeeld biobeschikbaarheid, het aanwezige mengsel van stoffen) en ecologische aspecten (door welke andere factoren wordt de levensgemeenschap gestuurd?) ook gebruiksfuncties zoals de aanwezige scheepvaart (mate van opwerveling van sediment) een rol kunnen spelen. Als illustratie hiervan is hieronder een praktijkstudie naar met PAK-verontreinigd sediment samengevat.

23.5.4 Praktijkvoorbeeld "Invloed van de Amsterdamse waterbodem op doelen voor oppervlaktewater"

In Amsterdam zijn een aantal ernstig verontreinigde locaties onderzocht, die alle tot hetzelfde watersysteem behoren, hydrologisch met elkaar zijn verbonden en ook in aard en omvang van de verontreinigingen overeenkomsten vertonen (Ecofide, 2017). De mate waarin deze locaties de waterkwaliteitsdoelen beïnvloeden, is daarom in samenhang beoordeeld. Het merendeel van de locaties ligt op diepte, alhoewel er soms lokaal ook enige onderhoudsspecie aanwezig is. In alle locaties is het slibrijke sediment sterk verontreinigd, waarbij de interventiewaarden van zowel metalen (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) als PAK's (ruim) worden overschreden. Aangezien de PAK-verontreiniging een bepalend belang in de uiteindelijke conclusies had, zijn deze hieronder samengevat. In de meeste gevallen worden de interventiewaarden voor PAK's (een som_{10} PAK-gehalte van 40 mg/kg) tot een factor 2 á 3 overschreden. In sommige gevallen is deze overschrijdingsfactor beduidend hoger met gehalten van 172 en zelfs 624 mg/kg. Vanwege de ouderdom van deze verontreinigingen (verontreiniging begon al met scheepswerven in de VOC-tijd) is de biologische beschikbaarheid ("aging") een belangrijk aandachtspunt. Aanvullend op de methoden uit de Handreiking beoordelen waterbodems (Ministerie van I&M, 2010) zijn daarom ook aanvullende technieken ingezet waaronder het gebruik van meerdere testorganismen om de bioaccumulatie en ecologische effecten te beoordelen. Uit de ook onderzochte lokale referenties blijkt dat er in geheel Amsterdam sprake is van verhoogde achtergrondconcentraties en dat als eventuele terugsaneerwaarde een Bbk-klasse B ($9 < \text{som}_{10}$ PAK-

gehalte <40 mg/kg gestand.) moet worden aangehouden. In de onderzoeksopzet zijn stapsgewijs verschillende vragen beantwoord.

Startpunt: Aan welke lokale waterkwaliteitsdoelen wordt momenteel niet voldaan?

Onderzoek naar de PAK-concentraties in het oppervlaktewater laat zien dat de PAK-normen op alle zeven onderzochte locaties worden overschreden. Ook wordt niet aan alle ecologische doelen, waaronder de macrofauna, voldaan. Ten slotte zijn er zorgen vanuit het gebruik van de locaties als zwemwater.

Stap 1: Zijn er bedreigingen van de chemische waterkwaliteitsdoelen?

Conform de Handreiking beoordelen waterbodems is bekeken of de aanwezige sedimentverontreiniging bij kan dragen aan de normoverschrijdingen in het oppervlaktewater. Uit de berekeningen met het Sedias-model blijkt dat met name de opwerveling van sediment door passerende schepen een grote bijdrage veroorzaakt. Dit effect van scheepvaart is daarom ook in de praktijk onderzocht, door zowel voorafgaand als direct na de passage van een schip de zwevend stof en PAK-concentraties in het oppervlaktewater vast te stellen. Het effect van scheepvaart komt duidelijk naar voren: na de passage van een schip liggen de zwevend stof concentraties gemiddeld genomen een factor 6 hoger en zijn de PAK-concentraties gemiddeld zelfs een factor 27 (range 2-120) toegenomen. De variatie hierin hangt onder andere samen met de waterdiepte van de locatie (en dus de kielspeling) en de aard van het sediment (al dan niet geconsolideerd slib). Ook blijkt uit de metingen dat de sedimentopwerveling door één enkel schip al voldoende is om in het bovenstaande oppervlaktewater een overschrijding van de MAC-MKN normen te veroorzaken.

Het feit dat de toename van de PAK-concentraties in het oppervlaktewater (als gevolg van scheepvaart) gemiddeld genomen een factor 2-3 hoger ligt dan de toename van het zwevend stof betekent dat er zoals verwacht sterk verontreinigd sediment wordt opgewerveld. Het berekende PAK-gehalte *aan* zwevend stof is na de passage van een schip dan ook een factor 2-3 hoger dan ervoor. Dit betekent tevens dat er verversing van het oppervlaktewater plaatsvindt. Anders zouden de eenmaal verhoogde PAK-gehalten na de passage van een schip niet weer kunnen afnemen naar de oorspronkelijk gehalten voor de passage. Deze verversing leidt daarmee tevens tot het transport van met PAK-verontreinigd oppervlaktewater naar andere delen van het watersysteem. Vervolgens is berekend hoe hoog de verdunningsfactor moet zijn, alvorens de 27* hogere PAK-concentratie in het oppervlaktewater de benedenstroomse PAK-concentratie met niet meer dan 5% verhoogd. Deze verdunningsfactor ligt rond de 350*. Bij het beoordelen van locatie-overstijgende regionale effecten gaat het dus om de vraag in hoeverre deze 350-voudige verdunning in de praktijk ook gehaald kan worden. Dit bleek een lastig te beantwoorden vraag doordat er op de locaties ook sprake is van een zoutgradiënt over de diepte. Brak oppervlaktewater stroomt vanuit het IJ over de bodem de Amsterdamse vaarten binnen, terwijl de bovenste laag oppervlaktewater een veel lager zoutgehalte kent en vooral door het binnenkomende zoete water uit de Amstel, Amsterdam-Rijnkanaal en/of Markermeer wordt beïnvloed. Beide lagen mengen slecht. Dit heeft gevolgen voor de reikwijdte, aangezien eenmaal tot in de bovenste lagen opgewerveld sediment daarmee langer in het oppervlaktewater aanwezig zal blijven en dus verder getransporteerd kan worden. Mede op basis van debietmetingen en -modellen werd geconcludeerd dat er sprake is van een locatie-overstijgende bedreiging van de regionale waterkwaliteitsdoelen, aangezien de bijdrage vanuit de PAK in de waterbodem benedenstrooms meer dan 5% bedraagt.

Naast deze bedreiging van de chemische waterkwaliteitsdoelen voor oppervlaktewater is er ook een bedreiging van de biotanormen. De PAK's in het sediment blijken biologisch beschikbaar en ter plaatse aanwezige schelpdieren bevatten op alle locaties hogere, en normoverschrijdende, PAK-gehalten dan dezelfde schelpdieren op nabijgelegen referentielocaties. Het transport van opgewerveld slib naar andere delen van het watersysteem kan aldaar dus niet alleen tot een bijdrage aan de normoverschrijdingen in oppervlaktewater leiden maar ook tot een bijdrage aan de normoverschrijdingen in schelpdieren.

Stap 2: Zijn er bedreigingen van de ecologische waterkwaliteitsdoelen?

Om de ecologische risico's te beoordelen zijn 25 sedimentmonsters met vier verschillende, chronische sedimentbioassays getest. Alle monsters bleken ernstige effecten op meerdere organismen te veroorzaken. Zo was de overleving van de haft *Hexagenia limbata* gemiddeld over alle 16 verontreinigde sedimentmonsters slechts 15%, terwijl de overleving in het sediment van de als klasse B beoordeelde lokale referenties 70-80% bedroeg. Ook bij vlokreeften, muggenlarven en wormen zijn ernstige effecten vastgesteld waarbij de overleving, groei of voortplanting met meer dan 50% is afgenomen. Deze effecten waren verklaarbaar vanuit de in het sediment aangetroffen PAK-gehalten. De causaliteit werd verder versterkt door de blootgestelde vlokreeften na afloop van de bioassays kortdurend aan UV-licht bloot te stellen. De hierdoor verwachte 'photo-induced toxicity', een bekend effect van blootstelling aan PAK's (Roberts *et al.*, 2017), werd overtuigend aangetoond in een sterke toename van de sterfte. Hierdoor zal een eventuele ingreep in de waterbodem naar verwachting leiden tot een verbetering van de diversiteit van de macrofauna, maar het ecologische doel zal uiteindelijk nog niet worden gehaald, omdat de macrofauna ook door andere factoren wordt beïnvloed (bijvoorbeeld steile oevers en gebrek aan waterplanten).

Stap 3: Zijn er bedreigingen van andere waterkwaliteitsdoelen?

Op voorhand waren er enige zorgen over mogelijke humane risico's. Uit de uitgevoerde beoordeling bleek dat er bij één oude werf sprake was van zodanig hoge PAK-gehalten in het sediment dat deze een risico bij (zwem)recreatie veroorzaakten. Deze locatie is weliswaar geen officiële zwemwaterlocatie, maar het gebied wordt gezien (en gebruikt) als "wildzwemplek". Op deze beoordeling zijn zeker ook nuanceringsmogelijk (bijvoorbeeld gekozen blootstellingsscenario: aantal dagen dat een persoon per jaar daadwerkelijk op de locatie zwemt). De waterbeheerder en gemeente Amsterdam werd daarom aanbevolen om bij de GGD (Gemeentelijke GezondheidsDienst) advies te vragen in hoeverre dit tot maatregelen moet leiden.

Eindoordeel

Vanuit de vastgestelde effecten op de chemische en ecologische waterkwaliteitsdoelen werd een ingreep in de waterbodem aanbevolen. Belangrijke argumenten hierbij waren het feit dat de bronnen ondertussen zijn aangepakt, opgeheven en/of gesaneerd, dat het herverontreinigingsniveau als Bbk-klasse B wordt ingeschat en dat autonoom herstel over de laatste >>10 jaar niet tot een aantoonbare verbetering heeft geleid. Verwijderen van dergelijke hotspots met een interventiewaarde overschrijding heeft daarmee een blijvend effect.

23.6 BIJLAGE 6: LIJST VAN RISICOACTIVITEITEN MET VERHOOGDE KANS OP HET VEROORZAKEN VAN WATERBODEMVERONTREINIGING

Volgens de methodiek toegelicht in de studie 'Identificeren van hotspots met waterbodemonverontreiniging gelinkt aan risico-activiteiten' werd een lijst opgesteld met risico-activiteiten die een verhoogde kans hebben om waterbodemonverontreiniging te veroorzaken. Hierbij werd gekeken naar activiteiten uit 14 industriële sectoren:

- Carbochemie, inclusief cokesfabrieken
- Petrochemie
- Chemische industrie
- Primaire metaalindustrie
- Afvalverwerkingsbedrijven
- Cleaning en vatenreconditioneringsbedrijven
- Elektriciteitscentrales
- Papierfabrieken
- Scheepswerven
- Houtconservering
- Leerlooierijen
- Textielververijen
- Asbestcementfabrieken
- Asbestpapierfabrieken

Deze sectoren werden vertaald in een lijst van 208 risico-activiteiten, die opgesomd worden in de onderstaande tabel.

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlare
Aardolie of aardolieproducten	Raffinage, voor de distillatie, het kraken, het vergassen of enige andere wijze van verwerking van aardolie of aardolieproducten	1.1.
Aardolie of aardolieproducten	Commerciële winning van aardolie	1.3.
Aardolie of aardolieproducten	Inrichtingen voor de opslag van aardolie, petrochemische of chemische producten	1.4.
Aardolie of aardolieproducten	Winning van andere dan in 1.3 genoemde vloeibare koolwaterstoffen	1.5.
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.1.c)2°
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.1.d)2°
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.2.a)2°
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.2.b)2°
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.2.c)3°
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.6.a)
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.6.b)
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.6.c)

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlareem
Afvalstoffen	Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen	2.2.6.d)
Afvalstoffen	Opslag en verwijdering van afvalstoffen	2.3.9.
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.1.a)
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.2.a)
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.2.b)
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.a)1°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.a)2°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.a)3°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.a)4°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.a)5°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.b)1°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.b)2°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.b)3°
Afvalstoffen	Afvalbeheer in het kader van industriële emissies	2.4.3.b)4°
Afvalwater en koelwater	Het lozen van bedrijfsafvalwater	3.4.1°a) (V)
Afvalwater en koelwater	Het lozen van bedrijfsafvalwater	3.4.1°b) (V)
Afvalwater en koelwater	Het lozen van bedrijfsafvalwater	3.4.2° (V)
Afvalwater en koelwater	Het lozen van bedrijfsafvalwater	3.4.3° (V)
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.1. (V)
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.3.1°a) (V)
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.3.1°b) (V)
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.3.2°
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.3.3°
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.4.2° (V)
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.4.3°
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.4.4°
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.6.
Afvalwater en koelwater	Afvalwaterzuiveringsinstallaties	3.6.7.
Bedekkingsmiddelen	Productie van lak, verf, drukinkten en/of pigmenten alsmede voor het bereiden van bedekkingsmiddelen,	4.1.3°
Pesticiden (biociden en gewasbeschermingsmiddelen)	Bereiden of het formuleren van pesticiden	5.1.
Pesticiden (biociden en gewasbeschermingsmiddelen)	Productie van pesticiden	5.4.1°
Pesticiden (biociden en gewasbeschermingsmiddelen)	Productie van pesticiden	5.4.2°
Pesticiden (biociden en gewasbeschermingsmiddelen)	Fabricage van pesticiden	5.5.
Brandstoffen en brandbare vloeistoffen	Bovengrondse opslag van fossiele brandstoffen met een oppervlakte van 25 ha of meer	6.3.
Chemicaliën	Niet elders ingedeelde inrichtingen, voor de productie of behandeling van organische of anorganische chemicaliën	7.1.1°

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlareem
Chemicaliën	Niet elders ingedeelde inrichtingen, voor de productie of behandeling van organische of anorganische chemicaliën	7.1.2°
Chemicaliën	Niet elders ingedeelde inrichtingen, voor de productie of behandeling van organische of anorganische chemicaliën	7.1.3°
Chemicaliën	Geïntegreerde chemische installaties bestemd voor de fabricage van organische basischemicaliën; anorganische basischemicaliën; fosfaat, stikstof of kaliumhoudende meststoffen; basisproducten voor gewasbescherming en van biociden; farmaceutische basisproducten met een chemisch of biologisch procédé; explosieven	7.2.
Chemicaliën	Kraken of vergassen van nafta, gasolie, L.P.G. of andere aardoliefracties	7.3.1°
Chemicaliën	Kraken of vergassen van nafta, gasolie, L.P.G. of andere aardoliefracties	7.3.2°
Chemicaliën	Inrichtingen voor het bereiden van fenolen, koolstofdissulfiden en mercaptanen	7.4.a)1°
Chemicaliën	Inrichtingen voor het bereiden van fenolen, koolstofdissulfiden en mercaptanen	7.4.a)2°
Chemicaliën	Inrichtingen voor het bereiden van aminen en gehalogeneerde organische verbindingen	7.4.b)1°
Chemicaliën	Inrichtingen voor het bereiden van aminen en gehalogeneerde organische verbindingen	7.4.b)2°
Chemicaliën	Productie van chloor door elektrolyse en/of door het kwik- of het diafragma procédé	7.5.1°
Chemicaliën	Productie van chloor door elektrolyse en/of door het kwik- of het diafragma procédé	7.5.2°
Chemicaliën	Fabricatie van organische en anorganische peroxiden	7.6.1°
Chemicaliën	Fabricatie van organische en anorganische peroxiden	7.6.2°
Chemicaliën	Productie van chloorwaterstoffen en derivaten alsmede polymeren ervan	7.7.1°
Chemicaliën	Productie van chloorwaterstoffen en derivaten alsmede polymeren ervan	7.7.2°
Chemicaliën	Productie van natriumpentachloorfenolaat door elektrolyse van hexachloorbenzeen	7.8.1°
Chemicaliën	Productie van natriumpentachloorfenolaat door elektrolyse van hexachloorbenzeen	7.8.2°
Chemicaliën	Productie van soda (natriumcarbonaat) als eindproduct en/of van calcium- en natriumchloride als bijproduct	7.9.1°
Chemicaliën	Productie van soda (natriumcarbonaat) als eindproduct en/of van calcium- en natriumchloride als bijproduct	7.9.2°
Chemicaliën	Productie van methylcellulose	7.10.1°
Chemicaliën	Productie van methylcellulose	7.10.2°

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlareem
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°a)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°b)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°c)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°d)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°e)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°f)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°g)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°h)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°i)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°j)
Chemicaliën	Fabricage van organisch-chemische producten	7.11.1°k)
Chemicaliën	Fabricage van anorganisch-chemische producten	7.11.2°a)
Chemicaliën	Fabricage van anorganisch-chemische producten	7.11.2°b)
Chemicaliën	Fabricage van anorganisch-chemische producten	7.11.2°c)
Chemicaliën	Fabricage van anorganisch-chemische producten	7.11.2°d)
Chemicaliën	Fabricage van anorganisch-chemische producten	7.11.2°e)
Chemicaliën	Fabricage van fosfaat-, stikstof- of kaliumhoudende meststoffen	7.11.3°
Chemicaliën	Fabricage van farmaceutische producten met inbegrip van tussenproducten	7.11.4°
Chemicaliën	Fabricage van explosieven	7.11.5°
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.1°a)
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.1°b)
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.1°c)
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.2°a)
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.2°b)
Chemicaliën	Chemische industrie	7.12.2°c)
Chemicaliën	Productie van salpeterzuur, adipinezuur, glyoxal of glyoxylzuur	7.13.1°
Chemicaliën	Productie van ammoniak, natriumcarbonaat of natriumbicarbonaat	7.13.2°
Chemicaliën	Productie van organische bulkchemicaliën door kraken, reforming, gedeeltelijke of volledige oxidatieve of vergelijkbare processen	7.13.3°
Chemicaliën	Productie van waterstof en synthesegas door reforming of gedeeltelijke oxidatie	7.13.4°
Chemicaliën	Productie van roet waarbij organische stoffen zoals olie, teer en kraak- en destillatieresiduen worden verkoold	7.14.
Elektriciteit	Elektriciteitsproductie	12.1.3°
Elektriciteit	Vervaardigen van elektrische en elektronische toestellen, gedrukte schakelingen, chips, zonnecellen en geleiders	12.4.3°a)

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlareem
Elektriciteit	Inrichtingen voor het vervaardigen van elektrische en elektronische toestellen, gedrukte schakelingen, chips, zonnecellen en geleiders	12.4.3°b)
Farmaceutische stoffen	Industrieel bereiden of het formuleren van farmaceutische stoffen	13.1.
Gevaarlijke stoffen	Inrichtingen met risico's voor zware ongevallen waarbij gevaarlijke stoffen zijn betrokken	17.2.1.
Gevaarlijke stoffen	Inrichtingen met risico's voor zware ongevallen waarbij gevaarlijke stoffen zijn betrokken	17.2.2.
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.1.2°
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.2.3°
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.3.3°
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.4.2°a)3)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.4.2°b)3)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.5.3°a)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.5.3°b)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.6.3°a)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.6.3°b)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.7.2°a)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.7.2°b)

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlare
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.7.3°a)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.7.3°b)
Gevaarlijke stoffen	Opslagplaatsen voor gevaarlijke vloeistoffen en vaste stoffen, met uitzondering van deze vermeld in rubriek 17.1., 17.4. en rubriek 48	17.3.8.3°
Hout	Chemisch behandelen van hout en soortgelijke producten	19.4.1°
Hout	Chemisch behandelen van hout en soortgelijke producten	19.4.2°
Hout	Chemisch behandelen van hout en soortgelijke producten	19.4.3°
Hout	Chemisch behandelen van hout en soortgelijke producten	19.4.4°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.1.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.2.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.3.a)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.3.b)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.4.1.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.4.2.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Energie-industrie	20.1.4.3.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.1. (V)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.2.1°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.2.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.3.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.3.3°

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlareem
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.4.a)3°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.4.b)3°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.5.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.6.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.7.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.8.1°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.8.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.9.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Productie en omzetting van metalen	20.2.10.
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.a)1°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.a)2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.b)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.c)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.d)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)1°a)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)1°b)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)2°a)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)2°b)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)3°a)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Industrieën op het gebied van niet-metaalachtige minerale producten	20.3.2.e)3°b)
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Chemische industrie	20.4.1.2°

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlare
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Chemische industrie	20.4.2.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Chemische industrie	20.4.3.2°
Industriële inrichtingen m.b.t. luchtverontreiniging	Chemische fabricage van papierpap	20.5.2°
Kleurstoffen en pigmenten	Vervaardigen van natuurlijke kleurstoffen en pigmenten	21.1.3°a)
Kleurstoffen en pigmenten	Vervaardigen van natuurlijke kleurstoffen en pigmenten	21.1.3°b)
Kleurstoffen en pigmenten	Vervaardigen van kunstmatige kleurstoffen en pigmenten	21.2.3°a)
Kleurstoffen en pigmenten	Vervaardigen van kunstmatige kleurstoffen en pigmenten	21.2.3°b)
Kunststoffen	Inrichtingen voor het vervaardigen van kunststoffen en van kunstmatige vezels	23.1.1°c)
Kunststoffen	Inrichtingen voor het vervaardigen van kunststoffen en van kunstmatige vezels	23.1.2°
Kunststoffen	Oppervlaktebehandeling van kunststoffen door middel van een elektrolytisch of chemisch procédé	23.4. (V)
Leder	Leer- en witlooierijen	25.1.1.
Leder	Leer- en witlooierijen	25.1.2.
Leder	Leer- en witlooierijen	25.1.3.
Metalen	Ertsen	29.1.2.1°
Metalen	Ertsen	29.1.2.2°
Metalen	De verwerking van ferro-metalen	29.2.1.1°
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.3.3°a)
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.3.3°b)
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.5.3*
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.5.4°
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.6.a)
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.6.b)3°
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.7.1°c)
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.7.2°c)
Metalen	Metalen of voorwerpen uit metaal	29.5.9.
Minerale industrie	Verwerken van vrij asbest	30.5
Papier	Papier- en kartonfabrieken	33.2.a)3°a)
Papier	Papier- en kartonfabrieken	33.2.a)3°b)
Papier	Papier- en kartonfabrieken	33.2.e)
Elastomeren	Inrichtingen voor het vervaardigen en behandelen van producten op basis van elastomeren	36.3.2°
Textiel	Inrichtingen voor het aanbrengen van een kunststofonderlaag bij tapijten	41.7.
Textiel	Productie van viscose	41.9.3°a)
Textiel	Productie van viscose	41.9.3°b)
Textiel	De voorbehandeling of het verven van vezels of textiel	41.10.

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlare
Textiel	Produceren en bewerken van celstof	41.11.
Transportmiddelenfabrieken	Automobielfabrieken en assemblagebedrijven	42.1.
Transportmiddelenfabrieken	Scheepswerven	42.2.1.
Transportmiddelenfabrieken	Scheepswerven	42.2.2.
Transportmiddelenfabrieken	Bouw en reparatie van luchtvaartuigen	42.3.
Transportmiddelenfabrieken	Vervaardigen en assembleren van rijwielen en motorrijwielen	42.4.3°a)
Transportmiddelenfabrieken	Vervaardigen en assembleren van rijwielen en motorrijwielen	42.4.3°b)
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Oppervlaktereiniging	59.2.2.2°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Bandlakken	59.4.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Coatingwerkzaamheden	59.5.2.2°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Coating van houten oppervlakken	59.7.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Coating van houten oppervlakken	59.7.2°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Impregneren van houten oppervlakken	59.9.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Coating van leder	59.10.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Coating van leder	59.10.2°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Fabricage van schoeisel	59.11.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Vervaardiging van coatingmengsels, lak, inkt en kleefstoffen	59.14.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Vervaardiging van coatingmengsels, lak, inkt en kleefstoffen	59.14.2°

Naam hoofdrubriek	Naam rubriek	Rubriek (V) = Vlare
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Bewerking van natuurlijk of synthetisch rubber	59.15.1°
Activiteiten die gebruikmaken van organische oplosmiddelen	Vervaardiging van geneesmiddelen	59.17.1°

Tabel 24: lijst van risico-activiteiten met verhoogde kans op het veroorzaken van waterbodempverontreiniging

Referenties

Brack, W (2003). Effect-directed analysis: a promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? *Anal Bioanal Chem.* 2003 377(3): 397-407. doi: 10.1007/s00216-003-2139-z;

Ecofide (2017). Waterbodem C-locaties. Aanvullend onderzoek t.b.v. beoordeling conform de Waterwet. Uitgevoerd in opdracht van de Unie van Waterschappen en Waternet. Projectnummer 85.

Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water (2010). Handreiking beoordelen waterbodems. 4 november 2010.

Moriarty F (1999). *Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems.* Academic Press.

RIVM (2007). Handreiking TRIADE. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium. RIVM Rapport 711701068/2007.

Roberts, AP, MM Alloy & JT Oris (2017). Review of the photo-induced toxicity of environmental contaminants. *Comp Biochem Physiol Part C: Toxicol & Pharmacol* 191: 106-167. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.10.005>;

VMM (2000). Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens TRIADE.

Simpson, S. L., & Batley, G. E. (2016). *Sediment Quality Assessment: A Practical guide*: CSIRO Publishing.